

MEDITERRANEA

SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS

2000 Época II N° 17



COMITÉ EDITORIAL: Ch. P. BLANC

G.U. CARAVELLO
S.G. CONARD
A. FARINA
A. FERCHICHI
M. MANSOUR (†)



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias

COMITÉ CIENTÍFICO:

Ch. P. BLANC. Lab. Zoogéographie. Université Montpellier III. Francia.
S.G. CONARD. USDA Forest Service. Riverside. U.S.A.
A. FARINA. Lab. Ecología del Paisaje. Museo Historia Natural. Aulla. Italia.
A. FERCHICHI. I.R.A. Medenine. Túnez.
M.MANSOUR. Institute of Ecological Chemistry. GSF-Munich. Alemania (†).
G.U.CARAVELLO. Istituto di Igiene. Università di Padova. Italia.

COMITÉ EDITORIAL:

V. Peiró, J. Martín, G. López, E. Seva.

DIRECCIÓN:

Eduardo Seva. Dep. Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.

SECRETARÍA:

Victoriano Peiró. Dep. Ecología. Universidad de Alicante.

EDITA:

Servicio de Publicaciones. Universidad de Alicante.

CORRESPONDENCIA:

Departamento de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.
Ap. 99 - 03080 Alicante. España.
Teléfono de Secretaría: 96/5909520
Fax: Rev. Mediterránea. Dep. Ecología. 96/5903464

I.S.S.N.: 0210-5004

Depósito Legal: A-1059-1984

Composición e impresión: Gráficas ESTILO, S.C. Alicante

Estos créditos pertenecen a la edición impresa de la obra

Edición electrónica:



Notas para los autores

Los trabajos versarán sobre aspectos de ecología, recursos naturales, paisaje, gestión ambiental, en los ecosistemas de la cuenca mediterránea.

Los manuscritos mecanografiados a doble espacio y por una sola cara se enviarán a la dirección del **Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante, Ap. 99 (03080 Alicante, España)** —*Revista Mediterránea*—. Los autores deberán enviar original y dos copias, así como en disquette compatible en programas de tratamiento de texto MS-WORD o WORD PERFECT.

LENGUA: Redactados en español, inglés, francés o italiano.

NOMBRE DE AUTORES: Apellidos y nombres sin abreviaciones.

DIRECCIÓN: Dirección profesional (Organización, Centro de Investigación, Universidad,...) teléfono, telefax, dirección electrónica.

TÍTULO: conciso y completo, sin abreviaciones (max. 60 espacios).

RESÚMEN: Después del título, un resumen en inglés y otro en francés, de 1500 espacios como máximo, independientemente de la lengua utilizada en el texto del trabajo

PARÁGRAFOS: El manuscrito debe respetar el siguiente orden: (contenido) introducción sin título, párrafos con títulos cortos (max. 50 espacios), conclusiones, agradecimientos (si procede), referencias bibliográficas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS: Obligatorias para las publicaciones citadas en el texto, que irán en mayúscula. Las referencias de información no publicada (informes, comunicación personal...) se incluyen en el texto entre paréntesis. La bibliografía se presentará según los modelos siguientes:

GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECCIÓN DE PRUEBAS: Será realizada por la redacción de la revista, aunque los autores deben enviar un texto muy claro y definitivo. Si se hallan deficiencias notorias en el texto, el trabajo será remitido a los autores de inmediato.

TABLAS: Cada tabla en página por separado, numeradas siguiendo el orden de aparición en el texto y llevarán leyenda. El método de escritura admitido puede ser WORD o EXCEL.

GRÁFICAS y DIBUJOS: Presentados en papel blanco no reciclado, exclusivamente en blanco y negro. Las láminas en color deberán ser costeadas por los autores. Gráficas y dibujos deben ser presentados de forma que, modificando su dimensión, no se vea modificada su comprensión. Deberán acompañar las leyendas al gráfico, suficientemente grandes e incluidas en la caja del mismo. Es obligatorio acompañar archivo en disco compatible y formato TIF o JPEG.

ILUSTRACIONES: Las fotografías (preferible diapositivas), exclusivamente en blanco y negro, separadas del texto, con leyenda y número de orden, posición en el texto, etc.

NOTAS: Excepcionalmente se incluirán notas a pie, pero éstas deben ir en hojas separadas y debidamente numeradas.

EXTENSIÓN: El texto comprenderá una extensión de 5 (min.) a 25 (max.) páginas mecanografiadas. El número de gráficos, dibujos y fotografías debe ser proporcional al tamaño del texto.

SEPARATAS: El editor suministrará 10 copias por artículo a los autores.

La dirección de la revista se reserva el derecho de revisar los trabajos presentados con el fin de adaptarlos a la publicación.

Notes for the authors

SUBJECTS

Ecology

Natural Resources

Landscape

Environmental Management

Manuscripts typed on duplicate on one side of the sheet only, should be sent to the magazine direction: **Mediterranea. S.E.B.Dep. Ecologia. Universidad de Alicante. Ap. 99 (03080 Alicante) Spain.** All authors are kindly requested to send their papers in writing, but namely on MS DOS/IBM compatible disks, using MS-WORD or WORD PERFECT program. Every paper should conform to the following rules:

LANGUAGE: Spanish, English, French or Italian.

NAME OF THE AUTHORS: Preceded by the full first name without abbreviations.

ADDRESS: Institutional address of author(s) (Institutions, Research Centre, University), telephone, fax, electronic adress..

TITLE: Concise but detailed enough, without abbreviations (max. 60 strokes).

ABSTRACTS: In English and French, whatever it might be the language of the paper. The length should not exceed 1500 strokes.

PARAGRAPHS: Should be arranged as follows: (contents) introduction without title, paragraphs with short titles (max. 50 strokes), conclusions, acknowledgments (if required), references.

REFERENCES: Should include only publications mentioned in the text. References to unpublished informations (reports, personal communications, etc.) should be included between parentheses in the text. The bibliography should be presented in conformity with the following patterns:

GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECTIONS TO THE PROOF: Will be done by the editorial staff. Authors are kindly requested to submit a clear and final paper.

TABLES: Each table should be on a separate sheet, numbered consecutively, with a legend. The writing method admitted is WORD, EXCEL..

GRAPHICS AND DRAWINGS: Separated from the text, should be lettered on white or glossy paper, in black and white in compatible disks TIF or JPEG format. They should be clearly "constructed", with sufficiently big letters within the block of the graph.

ILLUSTRATIONS: Photographs (slides preferably), rigorously in black and white, should be numbered and lettered.

NOTES: They should be numbered and referred to in the text. They should be compiled on separate sheets.

LENGTH: Preferably between 5 (min.) and 25 (max.) typed pages. The number of illustrations, tables and graphs should be proportional to the length of the text.

REPRINTS: The publisher provides 10 free copies of review on request.

The articles are reviewed by the editorial staff to be conformed for their publication.

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

Índice

Índice

Portada

Créditos

Juan Antonio Zaragoza

Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias, Cantabria y País Vasco (Arachnida)

Summary

Resumen

Introducción

Descripción de las especies

Neobisium (Blothrus) jeanneli (Ellingsen)

Neobisium (Blothrus) vasconicum vasconicum
Nonidez)

Neobisium (Blothrus) nonidezi (Bolivar)

Descripción de las deutoninfas

Descripción de la tritoninfa

Descripción de los adultos

Roncocreagris aurouxi n. sp.

Discusión

Conclusión

Agradecimientos

Bibliografía

Índice

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

Resumé

Abstract

Introducción

Metodología y descripción del modelo

Resultados y discusión

Algunas implicaciones ambientales

Agradecimientos

Referencias bibliográficas

Apéndice con las principales variables del modelo

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
Bases para estimar el contenido de humedad en plantas mediterráneas a partir de la teledetección

Resumen

Abstract

Resumée

Introducción

Rangos espectrales asociados con el contenido de agua

Índice

1. Visible (VIS)
2. Infrarrojo cercano (IRC)
3. Infrarrojo medio (IRM)

Objetivos

Metodología

Resultados

Conclusiones

Agradecimientos

Referencias

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo

Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica

Resumen

Summary

Résumé

Introducción

Resultados y discusión

Referencias

Índice

M.A. de Miranda, L. Durante, E. Serra

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

Summary

Resumé

Resumen

Introduction

Résultats

Zooplancton

Zoobenthos

Discussion

Bibliographie

José Emilio Martínez Pérez, Joaquín Martín Martín, Seva Román

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea. Aplicación del SIG en el análisis de la dinámica de usos del territorio (1956-1998) en la Vall de Gallinera (Alicante-España)

Resumen

Resumé

Summary

Índice

Introducción

Área de estudio

Material y método

Análisis de la dinámica paisajística general en la Vall de Gallinera

Resultados

Análisis de la dinámica general de usos en La Vall de Gallinera

Cambios espacio-temporales en el paisaje de la vall de gallinera. Análisis crosstab del periodo 1956-1998

Análisis crosstab 1956-1998

Conclusiones

Bibliografía

Joaquín Guerrero-Campo

Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la vegetación y su composición florística. Una revisión bibliográfica

Resumen

Abstract

Résumé

Introducción

Índice

La influencia de la vegetación en la disminución de la erosión del suelo

Cómo afecta la erosión a la vegetación

La aproximación florística

La influencia de la topografía y las geoformas

El uso de atributos y tipos de plantas

Conclusión

Agradecimientos

Referencias bibliográficas

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Índice

Portada

Créditos

Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias, Cantabria y País Vasco (Arachnida)	5
Summary	5
Resumen	5
Introducción	6
Descripción de las especies	8
Neobisium (Blothrus) jeanneli (Ellingsen)	8
Neobisium (Blothrus) vasconicum vasconicum Nonidez)	12
Neobisium (Blothrus) nonidezi (Bolivar)	17
Descripción de las deutoninfas	17
Descripción de la tritoninfa	19
Descripción de los adultos	21
Roncocreagris aurouxi n. sp.	25
Discusión	30
Conclusión	33
Agradecimientos	41
Bibliografía	41

Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias, Cantabria y País Vasco (Arachnida)

Juan Antonio Zaragoza *

SUMMARY

In this paper are studied some cave-dwelling species of pseudoscorpions from Asturias, Cantabria and the Basque Country, in the North of Spain. New localities are given for *Neobisium (Blothrus) jeanneli* (Ellingsen) and *N. (B.) nonidez* (Bolivar); the last one and *N. (B.) vasconicum vasconicum* (Nonidez) are redescribed from specimens collected in their type localities. *Roncocreagris aurouxi* is described as new species; this is the first troglobitic representative of the genus for Spain. At the end, a determination key for the cave species from the three regions is proposed.

RESUMEN

En el presente trabajo se estudian algunas especies cavernícolas de pseudoscorpiones de Asturias, Cantabria y el País Vasco, en el Norte de España. Se ofrecen nuevas citas para *Neobisium (Blothrus) jeanneli* (Ellingsen) y *N. (B.) nonidez* (Bolivar); ésta última y *N. (B.) vas-*

conicum vasconicum (Nonidez) son redescritos sobre ejemplares recogidos en sus localidades típicas. *Roncocreagris aurouxi* es descrita como una nueva especie, el primer representante troglobio del género para España.

Hacia el final, se propone una clave de determinación para las especies cavernícolas de las tres regiones.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los pseudoscorpiones cavernícolas del Norte de España, fue uno de los pioneros en el conocimiento de la fauna subterránea de este Orden de Artrópodos en toda la Península Ibérica. En 1912 ELLINGSEN describe la especie *N.(B.) jeanneli* de la Cueva del Pindal en Pimiango (Asturias). Posteriores trabajos de NONIDEZ (1917, 1925) y de BOLIVAR (1924), amplían el número de especies en nueve más, todas ellas de la familia Neobisiidae y localizadas en el País Vasco. BEIER inicia en 1930 lo que será una larga serie de artículos sobre los pseudoscorpiones de la Península Ibérica; en su primer trabajo, se describen dos nuevas especies cavernícolas de la familia Chthoniidae, una de Asturias y la otra de Guipúzcoa. En 1931, describe cuatro nuevos neobisiidos y en sucesivas recopilaciones sobre la Fauna Ibérica (1939, 1955, 1963), modifica y reduce el número de especies a doce y cuatro

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

subespecies: dos asturianas y todas las demás del País Vasco; clasificación que se ha mantenido vigente hasta la fecha.

Trabajos más recientes de MAHNERT (1977) y SERRA & VIVES (1979), amplian las áreas de distribución a nuevas localidades. Finalmente, ESTANY (1980) recopila todo lo conocido referente al País Vasco.

En el presente trabajo se describen tres especies ya conocidas de la Zona (dos de ellas, *N. vasconicum vasconicum* y *N. nonidezi* de las localidades típicas), ajustándose a criterios más actuales y aportando nuevas localizaciones. *Roncocreagris auroxi* es propuesta como una nueva especie, se trata del primer pseudoscorpión cavernícola citado de Cantabria y el primer troglobio del género para España, hasta ahora tan sólo conocido cavernícola de Portugal.

El material utilizado para el presente trabajo, procede del Museo de Zoología de Barcelona, con excepción de los ejemplares recolectados en Mendikute'ko Koba, cedidos por A. Sendra y G. Avaria.

DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES

***Neobisium (Blothrus) jeanneli* (Ellingsen)**

Material: Cueva del Oso, Lago Enol-Ercina, Picos de Europa W, Asturias, O. Escolá Ig., 30-VII-78: 1 macho (Mus. Barcelona: MB), 1 macho (Coll. Autor: CA); Cueva del Infierno, Covadonga, Asturias, O. Escolá Ig., 17-VIII-78: 1 hembra (MB); Sima Budrio La Peña, Lago Enol, Picos de Europa W, Asturias, O. Escolá Ig., 11-VIII-78: restos pedipalpos (MB).

Carapacho más largo que ancho (1,17/1,39x), máxima anchura cercana a la base; sin ojos, con alguna leve mancha clara; epistoma ancho, con forma de triángulo equilátero o redondeado.

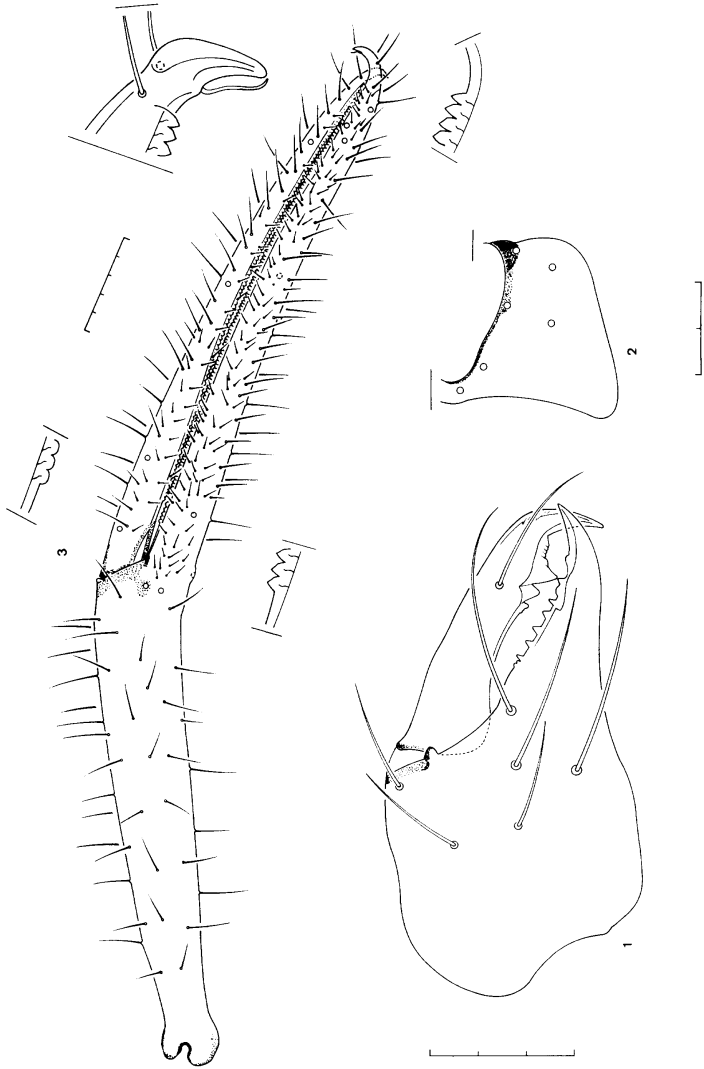
Quetotaxia: entre 16 y 18 sedas (4-5/6-3/4-4), las sedas supraoculares algo más cortas.

Quetotaxia de los terguitos abdominales I-X: 2/4-4/5-6!-6/7-6/7-6/7-6/7-6/7-8-7, último segmento con 14/15 sedas, de ellas 4 sedas táctiles; cono anal con 4 sedas.

Quelícero (fig. 1): Con 6 sedas en la mano. Serrula externa con 37/38 sedas, interna con 34/37 sedas. Flagelo con 8 sedas, típico de *Neobisium* (un macho de la Cueva del Oso

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Figs. 1-3.- *Neobisium (Blothrus) jeanneli* (Ellingsen), macho. (medidas en décimas de mm.). 1: quelítero; 2: coxa I; 3: pinza del pedipalpo, visión lateral.



con 9 sedas, la basal separada del grupo y fuera de la lámina). Dedo fijo con 11/13 dientes, los distales reducidos, los centrales y basales más agudos. Dedo móvil con una amplia lámina con 10/11 protuberancias, de las cuales destaca sobradamente un grueso diente medial; la seda subgaleal a la altura de este diente o ligeramente basal. Tubérculo sedicífero aplanado en los machos y más redondeado en las hembras.

Lóbulo de la coxa del pedipalpo: con variación de 4 a 6 sedas; coxa del pedipalpo: 6/7 sedas, coxa I: 4/7, II: 5/6, III: 4/6, IV: 10/14; esquinas central y lateral de la coxa I redondeadas y sin grandes prolongaciones (fig. 2).

Opérculo genital con 12 sedas en la hembra, 15/18 en los machos, éstos, además, caudal de la apertura genital con 17/25 sedas, cámara genital con 2x 8/9 sedas.

Esternitos III-X: 22/30 sedas y 2x 3 sedas estigmas (s.e.)-11/17 y 2x 3 s.e.-16/17-13/14-14/15-13/14-13/15-10-13.

Pedipalpos lisos: trocánter 2,35/2,69x; fémur 10,52/11,70x, 1,18/1,24x más largo que la tibia, 1,33/1,36x más que el dedo de la pinza y 2,60/2,88x más que el carapacho; tibia 7,99/8,83x, la maza 2,60/2,79x más larga que el mango. Pinzas (fig. 3): la mano 4,88/5,31x; el dedo 1,18/1,28x más

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

largo que la mano, dedo fijo con 116/139 dientes hasta la base (según esquema), dedo móvil con 100/121 dientes hasta distal de *b*; el tricobotrio *ist* distal de *st*, *t* claramente basal de *est*, *est/et* no a la misma altura, *it* la más distal y bien separada de *et*.

Medidas en mm.:

Longitud del cuerpo: 4,820/6,084

Carapacho: 1,400/1,560 - 1,126/1,197

Pedipalpos:

Trocánter: 1,005/1,141 - 0,396/0,447

Fémur: 3,972/4,061 - 0,344/0,386

Tibia: 3,285/3,361 - 0,378/0,414

Mano: 2,324/2,537 - 0,447/0,520

Dedo: 2,919/3,028

Especie circunscrita a los Picos de Europa y sus estribaciones. Aparentemente aislada del Grupo de *Neobisium* del País Vasco, ya que hasta la fecha no se conoce ninguna especie de Cantabria.

Neobisium (Blothrus) vasconicum vasconicum
(Nonidez)

Material: Mendikute'ko Koba (locus typicus), Albitzur, Guipúzcoa, A. Sendra y G. Avaria lgs., 20-VII-84: 3 hembras (CA).

Carapacho (fig. 4) poco más largo que ancho (1,09/1,15x); sin ojos; epistoma (fig. 4a) pequeño, en forma de triángulo equilátero. Quetotaxia: entre 20 y 23 sedas (4-8-4/7-4), las supraoculares ligeramente más cortas.

Quetotaxia de los terguitos I-X: 4-4/6-6/8-7-7/9-7/8-7/9-8/11-8/9, último segmento con 13/14 sedas, de las cuales 4 son sedas táctiles; cono anal con 4 sedas.

Quelícero (fig. 5): con 5!/6 sedas en la mano. Serrula externa con ap. 31/34 sedas, interna con ap. 31/32. Flagelo con 8 sedas, típico del género. Dedo fijo con 4/12 protuberancias distales y 7/11 dientes. Dedo móvil con 3/7 amplias protuberancias distales y un gran diente central seguido de otros 6/7 dientes, los basales de tamaño reducido; la seda subgaleal basal del diente central. Tubérculo sedicífero amplio y redondeado.

Lóbulo de la coxa del pedipalpo con 4/5 sedas, coxa del pedipalpo con 7/9 sedas, coxa I: 5/7, II: 6/9, III: 5/7, IV: 11/14;

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

esquina lateral de la coxa I prolongada en forma puntiaguda, esquina central redondeada y algo saliente, con varios denticúlos diseminados.

Opérculo genital con 9/13 sedas.

Esternitos III-X: 26/32 sedas y 2x 3 s.e.-14/18 y 2x 3 s.e.-14/16-13/15-13/15-13/16-12/15-11/13.

Pedipalpos (figs. 6 y 7) lisos: trocánter 2,99/3,18x más largo que ancho, con pequeño tubérculo distal; fémur 8,07/8,21x, 1,12/1,14x más largo que la tibia, 1,09/1,13x más que el dedo de la pinza y 2,18/2,27x más que el carapacho; la tibia 6,34/6,61x, poco más corta que el dedo de la pinza, la maza 3,52/3,70x más larga que el mango. Pinzas: la mano 3,51/3,63x, la máxima anchura distal de la mitad; el dedo 1,24/1,28x más largo que la mano, dedo fijo con 136/146 dientes hasta la base (según esquema), móvil con 125/134 dientes hasta basal de *sb*, los distales finalizan sobre la cara externa del dedo. Tricobotrio *ist* separadamente distal de *st*.

Pata I: fémur I 7,92/8,40x; fémur II 5,81/5,83x; relación fémur I/fémur II: 1,51/1,63x; tibia 7,80/8,04x; tarso I 5,35/5,69x; tarso II 6,47/7,40x; relación tarso II/tarso I: 1,16/1,24x.

Pata IV (fig. 8): fémur 7,31/7,76x; tibia 10,31/11,53x; tarso I 5,14/5,55x; tarso II 8,67/9,29x y 1,50/1,53x más largo que el

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

tarso I . ST del tarso I: 0,13/0,16, ST del tarso II distal de la mitad: 0,50/0,57. Uñas con un tubérculo en la cara externa (fig. 8a). Seda subterminal (fig. 8b) no bifurcada, internamente dividida en 3/6 púas, las 2 basales de mayor desarrollo.

Medidas en mm.:

Longitud del cuerpo: 3,383/4,461

Carapacho: 1,160/1,250 - 1,061/1,086

Pedipalpos:

Trocánter: 1,021/1,057 - 0,321/0,353

Fémur: 2,634/2,719 - 0,321/0,336

Tibia: 2,307/2,417 - 0,351/0,381

Mano: 1,878/1,940 - 0,521/0,551

Dedo: 2,400/2,477

Pata I:

Fémur I: 1,552/1,579 - 0,187/0,197

Fémur II: 0,951/1,046 - 0,163/0,180

Tibia: 1,021/1,100 - 0,130/0,141

Tarso I: 0,656/0,694 - 0,118/0,123

Tarso II: 0,766/0,858 - 0,110/0,122

Pata IV:

Fémur: 2,186/2,382 - 0,299/0,307

Tibia: 1,931/2,122 - 0,176/0,198

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

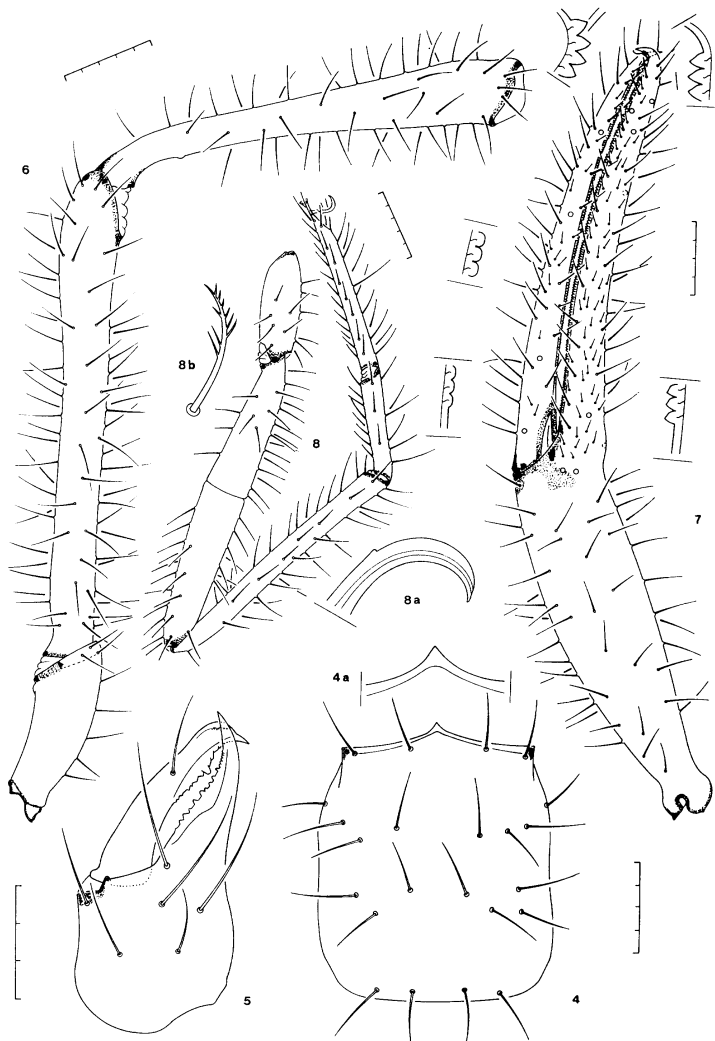
Tarso I: 0,796/0,849 - 0,150/0,155

Tarso II: 1,196/1,283 - 0,131/0,148

Con esta especie se plantea una duda en cuanto a la validez de mantener las tres subespecies descritas para la misma: *vasconicum*, *hypogeum* y *cantabricum*. El estudio del precedente material de la cavidad típica para la subespecie *vasconicum*, no resuelve el problema, en tanto que, los ejemplares aquí descritos presentan ciertos caracteres que podrían ser atribuidos a cualesquiera de las tres subespecies, tal como la variación quetotóxica de los tergitos. Las proporciones del fémur del pedipalpo y la relación dedo/mano, corresponden a las subespecies *hypogeum* y *cantabricum*. MAHNERT (1977) que tuvo la oportunidad de estudiar un ejemplar procedente de la Cueva de Hernialde (locus typicus para *cantabricum*), intuyó, creemos, acertadamente la posible sinonimia entre las tres subespecies, aunque como razonadamente explica este autor, no se debe proceder a su unificación en una única especie, sin examinar previamente mayores series de ejemplares procedentes de las localidades típicas.

Por otro lado, los ejemplares arriba estudiados presentan un amplio y redondeado tubérculo sedicífero, citado como del-

Figs. 4-8.- *Neobisium (Blothrus) vasconicum vasconicum* (Nonidez), hembra. (medidas en décimas de mm.). 4 : carapacho, 4a: epistoma; 5: quelícero; 5: pedipalpo (sin la pinza); 7: pinza del pedipalpo, visión lateral; 8: pata IV, 8a: uña, 8b: seda subterminal.



Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

gado para las tres subespecies, aunque éstas han sido descritas mayoritariamente sobre ejemplares machos.

Neobisium (Blothrus) nonidezi (Bolivar)

Material: Cueva de Akelar, Larraun-Lecumberri, Navarra (locus typicus), O. Escolá Ig., 31-X-83/15-X-84: 4 deutoninfas (3 MB, 1 CA), 1 macho (MB), 1 hembra (MB), 31-X-83: 1 macho (CA), 1 deutoninfa (CA), 14-X-84: 1 deutoninfa (MB); Larreitxikiko Leizea, S. Aralar, Navarra, O. Escolá Ig., 13-X-84: 1 tritoninfa (CA), 1 deutoninfa (MB); Sima Ormazorreta II, S. Aralar, Navarra, Auroux y Maciá Igs., 30-VII-84: 1 macho (CA); Cueva de Lezegalde, Iribas-Larraun, Navarra, O. Escolá Ig., 14-X-84: 1 hembra (MB).

Descripción de las deutoninfas

Carapacho más largo que ancho (1,07/1,21x); ojos ausentes, con restos de alguna mancha ocular. Epistoma pequeño, desde redondeado a triangular. Quetotaxia: entre 20 y 21 sedas (4-8/9-4-4), las supraoculares algo más cortas.

Quetotaxia de los terguitos I-X: 4/5-4/5-5/6-6/7-6/7-7-7-7-7-6/7, último anillo con 10/14 sedas; cono anal con 4 sedas.

Quelícero con 5 sedas en la mano. Serrula externa con 18/21 sedas, interna con ap. 18. Flagelo con 6/7 sedas. Dedo

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

fijo con 4/6 protuberancias distales y 12/16 dientes. Dedo móvil con 5/7 dientes/protuberancias? distales, seguidas de un gran diente central y 4/5 dientes menores; la seda subgaleal basal del diente grande. Tubérculo sedicífero grande y redondeado.

Lóbulo de la coxa del pedipalpo con 3 sedas, coxa del pedipalpo: 4/6, coxa I: 3/4, II: 4, III: 3/4, IV: 5/6.

Esternitos III-X: 4 sedas y 2x 2 s.e.-5/6 y 2x 1 s.e.-8/11-8/11-9/10-9-9/10-9/11.

Pedipalpos: trocánter 2,12/2,23x más largo que ancho; fémur 4,58/4,96x, 1,22/1,39x más largo que la tibia y 1,19/1,49x más que el carapacho; la tibia 3,01/3,35x, la maza 1,93/2,23x más larga que el mango. Pinzas: la mano 2,03/2,16x, dedo 1,35/1,49x más largo que la mano y 1,01/1,17x más largo que el fémur!!. Dedo fijo con 56/63 dientes hasta la base; dedo móvil con 51/57 dientes hasta distal de *b*.

Medidas en mm.:

Longitud del cuerpo: 1,608/2,353

Carapacho: 0,616/0,686 - 0,510/0,627

Pedipalpos:

Trocánter: 0,392/0,402 - 0,176/0,190

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Fémur:	0,770/0,873 - 0,167/0,176
Tibia:	0,588/0,633 - 0,189/0,208
Mano:	0,616/0,658 - 0,292/0,304
Dedo:	0,858/0,902

Descripción de la tritoninfa

Carapacho sólo poco más largo que ancho (1,07x); sin ojos, epistoma triangular. Quetotaxia: 19 sedas (4-8-3-4).

Quetotaxia de los terguitos I-X: 4-4-6-6-7-7-8-10-11-9, último segmento con 13 sedas; cono anal con 4 sedas.

Quelícero con 6 sedas en la mano. Serrula externa con ap. 27 sedas, interna con 26. Flagelo con 7 sedas. Dedo fijo con 6 protuberancias distales y 13 dientes hasta la base. Dedo móvil con 9 dientes/protuberancias? distales y un gran diente medial, seguido de 5 dientes menores; la seda subgaleal basal del diente grande; tubérculo sedicífero redondeado, aunque apicalmente levemente aplanado.

Lóbulo del pedipalpo con 4 sedas, coxa del pedipalpo: 6/7 sedas, coxa I: 4/6, II: 6/7, III: 5, IV: 9.

Esternito II con 3 sedas. Esternitos III-X: 14 sedas y 2x 3 s.e.-9 y 2x 3 s.e.-12-13-15-16-13-12.

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

Pedipalpos: trocánter 2,25x más largo que ancho; fémur 6,02x y más largo que: la tibia 1,24x, que el dedo de la pinza 1,07x y que el carapacho 1,56x; la tibia 4,20x, la maza 3,10x más larga que el mango. Pinzas: la mano 2,72x; el dedo 1,20x más largo que la mano, dedo fijo con 99 dientes hasta la base; móvil con 79 dientes hasta distal de *b*.

Pata I: fémur I 5,11x; fémur II 3,83x; relación fémur I/fémur II: 1,60x; tibia 4,99x; tarso I 3,07x; tarso II 3,89x; relación tarso II/tarso I: 1,46x.

Pata IV: fémur 5,40x; tibia 7,34x; tarso I 3,33x; tarso II 4,80x; relación tarso II/tarso I: 1,61x. ST del tarso I: 0,07, ST del tarso II: 0,40.

Medidas en mm.:

Longitud del cuerpo: 3,257

Carapacho: 0,928-0,868

Pedipalpos:

Trocánter: 0,616 - 0,274

Fémur: 1,445 - 0,240

Tibia: 1,164 - 0,277

Mano: 1,130 - 0,416

Dedo: 1,352

Pata I:

Fémur I: 0,776 - 0,152

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Fémur II:	0,486 - 0,127
Tibia:	0,579 - 0,116
Tarso I:	0,338 - 0,110
Tarso II:	0,494 - 0,127

Pata IV:

Fémur:	1,220 - 0,226
Tibia:	1,072 - 0,146
Tarso I:	0,413 - 0,124
Tarso II:	0,663 - 0,138

Descripción de los adultos

Carapacho (fig. 9) más largo que ancho (1,05/1,27x); ojos ausentes; epistoma (fig. 9a) triangular, bastante saliente y puntiguado. Quetotaxia: entre 18 y 22 sedas (4-6/8-4/6-4), sedas supraoculares más cortas.

Quetotaxia de los terguitos I-X: 4-3/6-5/6-6/7-7/8-7/9-7/9-8/9-8/10-9/10, último segmento con 13/15 sedas, de ellas 4 ST; cono anal con 4 sedas.

Quelícero (fig. 10) con 6/7 sedas en la mano. Serrula externa con ap. 31/37 sedas, interna con ap. 32/34 sedas. Flagelo con 7!/8 sedas, típico de *Neobisium*. Dedo fijo con 3/8 protuberancias distales y 12/20 dientes, los basales pequeños. Dedo móvil con 5/9 protuberancias distales, un gran diente

medial y 3/6 menores, los basales muy reducidos; la seda subgaleal es basal del diente grande. Tubérculo sedicífero aplanado en los machos, redondeado en las hembras.

Lóbulo del pedipalpo con 5 sedas, coxa del pedipalpo: 6/9, coxa I: 4/7, II: 6/8, III: 5/8, IV: 10/13; esquina lateral de la coxa I alargada puntiagudamente, esquina central redondeada y con varios dentículos.

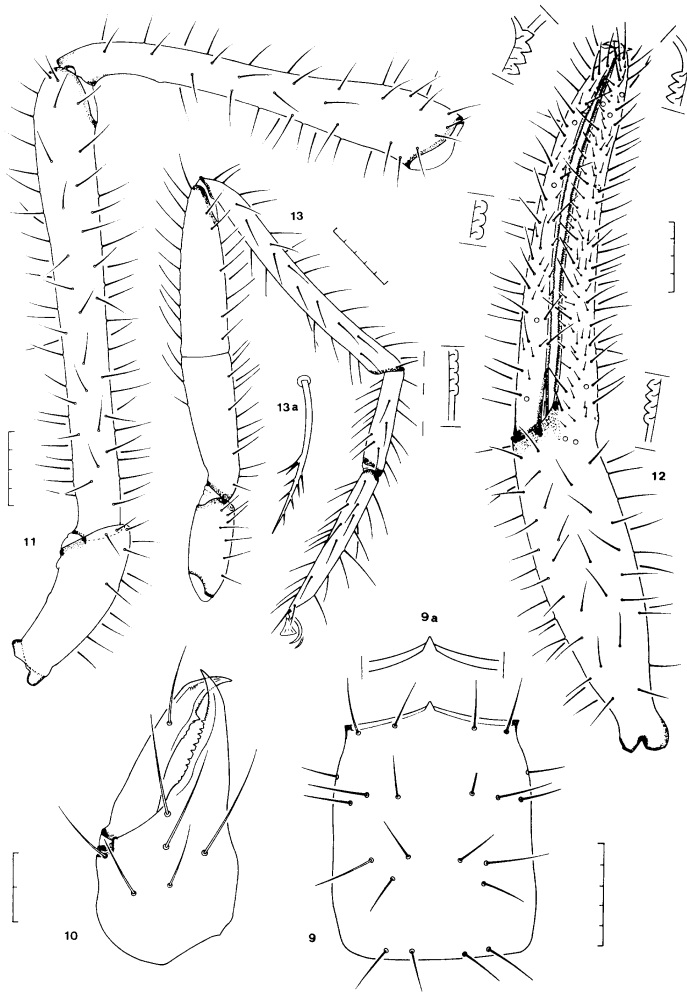
Opérculo genital en las hembras con 9/12 sedas; en los machos con 11/14 sedas, caudal de la apertura con 25/36 sedas, cámara genital con 4/6 sedas a cada lado.

Quetotaxia de los esternitos III-X: 22/34 sedas y 2x 3 s.e.-14/17 y 2x 3 s.e.-13/15-14/16-14/16-12/15-14/15-12/14.

Pedipalpos (figs. 11 y 12) lisos: trocánter 2,66/2,91x más largo que ancho, con un pequeño tubérculo distal y otro más leve medial; fémur 6,96/7,55 x y más largo que: la tibia 1,10/1,17x, el dedo de la pinza 1,09/1,13x y que el carapacho 1,85/2,05x; la tibia 5,26/5,70x, la maza 2,96/3,40x más larga que el mango. Pinzas: la mano 2,97/3,21x, la máxima anchura apróximadamente en la mitad; el dedo 1,22/1,30x más largo que la mano, dedo fijo con 115/142 dientes hasta la base (según esquema), móvil con 109/133 dientes hasta

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Figs. 9-13.- *Neobisium (Blothrus) nonidezi* (Bolivar), macho. (medidas en décimas de mm.). 9: carapacho, 9a: epistoma; 10: quelícero; 11: pedipalpo (sin la pinza); 12: pinza del pedipalpo en visión lateral; 13: pata IV, 13a: seda subterminal.



Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

distal de *b*, los dientes distales finalizan sobre la cara externa del dedo. Tricobotrio *ist* a la altura de *st* o poco distal.

Pata I: fémur I 7,13/7,52x; fémur II 4,66/5,45x; relación fémur I/fémur II: 1,53/1,72x; tibia 6,68/7,37x; tarso I 4,80/5,33x; tarso II 5,96/7,74x; relación tarso II/tarso I: 1,15/1,35x.

Pata IV (fig. 13): fémur 4,90/6,45x; tibia 8,92/10,02x; tarso I 4,68/5,29x; tarso II 7,38/8,72x; relación tarso II/tarso I: 1,50/1,61x. ST del tarso I: 0,08/0,10, ST del tarso II: 0,42/0,49. Uñas lisas. Seda subterminal dentada según figura (13a).

Medidas en mm.:

Longitud del cuerpo:	3,118/4,857
Carapacho:	1,184/1,283 - 0,982/1,196
Pedipalpos:	
Trocánter:	0,928/1,007 - 0,319/0,360
Fémur:	2,262/2,559 - 0,309/0,339
Tibia:	1,966/2,211 - 0,352/0,396
Mano:	1,595/1,810 - 0,537/0,564
Dedo:	2,030/2,308

Pata I:

Fémur I:	1,228/1,462 - 0,172/0,202
Fémur II:	0,746/0,907 - 0,155/0,169

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Tibia: 0,907/0,978 - 0,124/0,147

Tarso I: 0,586/0,614 - 0,110/0,126

Tarso II: 0,672/0,827 - 0,093/0,129

Pata IV:

Fémur: 1,840/2,148 - 0,314/0,385

Tibia: 1,690/1,903 - 0,171/0,197

Tarso I: 0,690/0,734 - 0,133/0,157

Tarso II: 1,034/1,139 - 0,121/0,143

Ejemplares que coinciden básicamente con los datos conocidos para la especie, aunque con algunas variaciones que caben considerar dentro de lo normal. Es interesante destacar que en las deutoninfas el dedo de la pinza excede en longitud al fémur.

***Roncocreagris aurouxii* n. sp.**

Material: Cueva de la Lastrilla, Samano, Cantabria, Auroux lg., 27-I-83: 1 hembra (holotipo) (Colección Departamento de Ecología, Universidad de Alicante)

Cuerpo pequeño. En general bastante despigmentado.

Carapacho (fig. 14) claramente más largo que ancho (1,25x), prominente en el centro del margen anterior, con epistoma pequeño y redondeado (fig. 14a); ojos ausentes, dos manchas

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

oculares difícilmente reconocibles. Quetotaxia : 19 sedas (4-4-5-6), sedas supraoculares poco más cortas.

Quetotaxia de los terguitos I-XI: 6-6-7-8-9-9-9-9-9-8 (4 sedas táctiles), cono anal con 4 sedas.

Quelícero (fig. 15) con 6 sedas en la mano y una seda subgaleal. Serrula externa con 25 láminas, interna con 23. Flagelo con 8 sedas unilateralmente dentadas, sin seda distal aislada, seda proximal poco más corta. Dedo fijo con una lámina distal con 10 protuberancias, seguida de 9 dientes.

Dedo móvil con una lámina medial con 11 protuberancias/dientes? (probablemente restos basales de dientes reducidos por desgaste), con galea alargada uniformemente, sin ramas terminales (fig. 15a).

Lóbulo del pedipalpo con 3 sedas, coxa del pedipalpo con 5, I: 5/6, II: 5, III: 4, IV: 6; esquina lateral de la coxa I (fig. 16) alargada y apicalmente redondeada, esquina central algo saliente y con algunos gránulos.

Opérculo genital con 4 sedas. Quetotaxia de los esternitos III-X: 9 sedas y 2x 2 s.e.-8 y 2x 2 s.e.-11-10-11-12-11-10. Sin sedas discales, esternito VI con 2 sedas subdiscales.

Pedipalpo (fig. 18): trocánter liso, distal con un pequeño tubérculo interno, 2,80x más largo que ancho; fémur 5,38x, inter-

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

namente claramente granulado, 1,18x más largo que la tibia y 1,39x más largo que el carapacho; tibia lisa, 4,14x, la maza 2,80x más larga que el mango. Pinza (fig. 19) 5,15x: la mano granulada en la base del dedo, externa e internamente, 1,92x más larga que ancha; el dedo 1,70x más largo que la mano y 1,13x más largo que el fémur; dedo fijo con 81 dientes hasta la base, los basales algo menores (según esquema), *nodus ramosus* a la altura del 3.^{er} diente distal (fig. 19a); dedo móvil con 81 dientes hasta distal de *b*, el cuarto basal más aplanado (según esquema), distalmente presenta un diente muy engrosado y quitinizado (fig. 19b) claramente mayor del doble de tamaño de los dientes normales y que ocupa una posición oblicuo-lateral, aparentemente destinado a recibir al dedo fijo cuando la pinza está cerrada; un sensilo? (fig. 19c) presente poco basal de *sb*. Tricobotrios: *ib* algo basal de *esb*, *ist* poco basal de la mitad del dedo, más cercana a *it* que a *ib* y distal de *sb*; *est* poco distal de *st*, *it* basal de *t*, *et* claramente distal de *it*.

Pata I: fémur I 3,44x más largo que ancho; fémur II 2,95x; relación fémur I/fémur II: 1,31x; tibia 5,67x; tarso I 3,70x; tarso II 5,58x; relación tarso II/tarso I: 1,43x.

Pata IV (fig. 17): fémur 3,82x; tibia 6,95x; tarso I 3,21x; tarso II 6,13x; relación tarso II/tarso I: 1,62x. Seda táctil del tarso I: 0,41, seda táctil del tarso II: 0,29. Seda subterminal dentada,

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

según figura (17a).. Uñas con aprox. 10 dentículos redondeados repartidos de forma diseminada.

Medidas en mm.:

Longitud del cuerpo: 1,688

Carapacho: 0,684 - 0,548

Pedipalpos:

Trocánter: 0,496 - 0,177

Fémur: 0,949 - 0,176

Tibia: 0,807 - 0,195

Mano: 0,631 - 0,328

Dedo: 1,075

Pata I:

Fémur I: 0,440 - 0,128

Fémur II: 0,336 - 0,114

Tibia: 0,414 - 0,073

Tarso I: 0,207 - 0,056

Tarso II: 0,296 - 0,053

Pata IV:

Fémur: 0,733 - 0,192

Tibia: 0,639 - 0,092

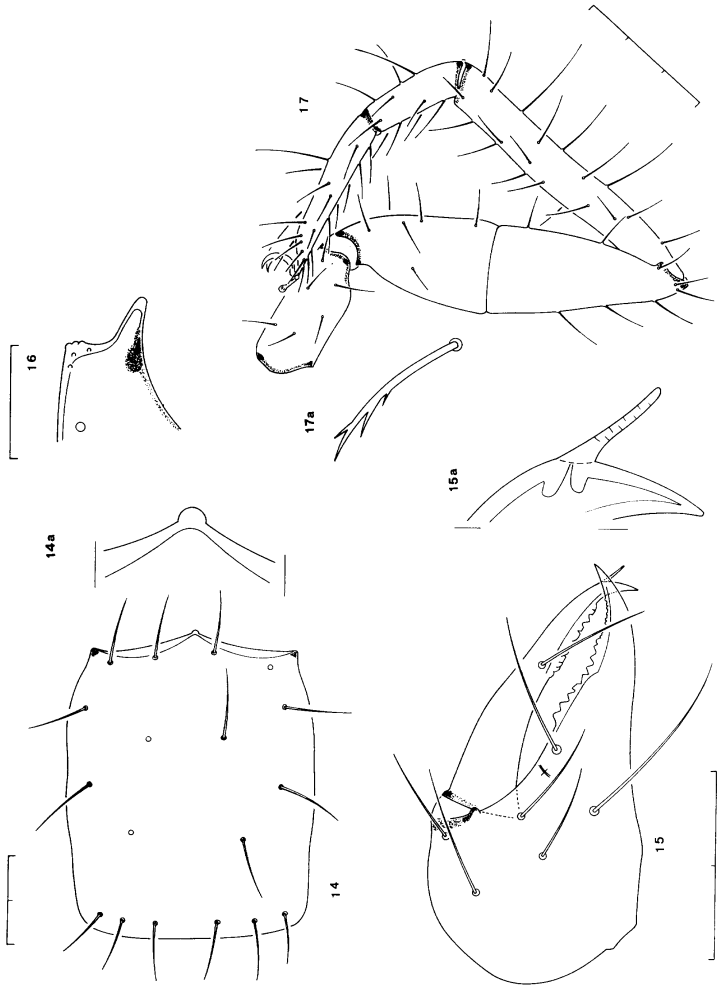
Tarso I: 0,234 - 0,073

Tarso II: 0,380 - 0,062

Derivatio nominis: Dedicada a su recolector, Sr. Auroux.

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Figs. 14-17.- *Roncocreagrís aurouxi* n. sp. Holotipo. (medidas en décimas de mm.).
14: carapacho, 14a: epistoma; 15: quelícero, 15a: ápice del dedo móvil del quelícero y galea; 16: extremo distal coxa I; 17: pata IV, 17a: seda subterminal.



DISCUSIÓN

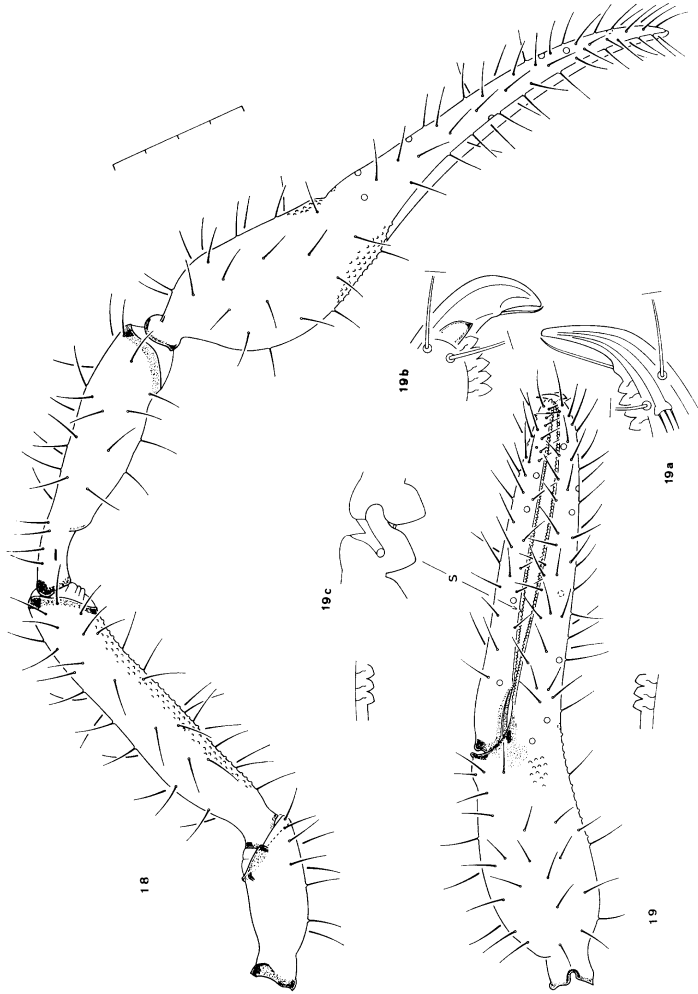
La nueva especie, presenta algunas diferencias con las características típicas del género, tales como la ausencia de auténticas sedas discales en los esternitos y la presencia de un gran diente distinto distal en el dedo móvil de la pinza, que no ha sido citado para ninguna especie del género. No obstante, la coincidencia con *Roncocreagris* en la presencia de galea, la estructura del flagelo y la ausencia de espinas en el trocánter del pedipalpo, obligan a situar por el momento a la nueva especie dentro de este género.

En este aspecto, es importante tener en cuenta las vicisitudes del género desde que fue establecido por MAHNERT en 1976 a partir de un grupo de especies de *Microcreagris*.

Tras el trabajo de CURCIC (1990) se revela que uno de los principales caracteres que definen el género (la presencia de sedas discales en los esternitos VI/VII) puede ser inconstante en algunas especies o llevar a planteamientos que requerirían una nueva ordenación genérica. JUDSON (1992) ya trasladó al género *Occitanobisium* una subespecie de *Roncocreagris* del grupo *galeonuda* y expresa su opinión sobre una futura sinonimia de ambos géneros en la medida que un mayor estudio lo determine.

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Figs. 18-19.- *Roncocreagris aurouxi* n. sp. Holotipo. (medidas en décimas de mm.).
18: pedipalpo; 19: pinza del pedipalpo, visión lateral, 19a: ápice del dedo fijo, 19b: id.
del dedo móvil, 19c: sensilo = s.



Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

La ausencia de ojos, la despigmentación y la aparente buena adaptación a la vida cavernícola, relacionarían esta especie, siguiendo la tabla propuesta por MAHNERT (1976) con *R. cavernicola* (Vachon) y *R. blothroides* (Beier), ambos de Portugal. La nueva especie se separa claramente de *R. blothroides* por la marcada esbeltez de la especie portuguesa; más cercana a *R. cavernicola*, de la que no obstante difiere por: la quetotaxia del borde posterior del carapacho, del 1^{er} terguito abdominal y del lóbulo de la coxa del pedipalpo, así como por la ausencia de epistoma en *R. cavernicola* y principalmente por los palpos menos esbeltos, las medidas del cuerpo y miembros más reducidos en la nueva especie propuesta.

Más cercana, en nuestra opinión, a *R. cantabrica* y *R. distinguenda*, con las que comparte además, mayor cercanía geográfica. Se distingue de *R. cantabrica* por la fórmula tergal y de ambas especies por poseer los pedipalpos de mayor tamaño y claramente más esbeltos, debida seguramente a la adaptación a la vida cavernícola, así como por el número de dientes, muy superior en *R. auroxi*.

Comparte con algunos ejemplares de *R. distinguenda* la ausencia de sedas discales en los esternitos VI/VII que parece variable, carácter cuya importancia se establecerá con el

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

estudio de mayor número de ejemplares de las dos especies.

La nueva especie fue citada ya por el autor (ZARAGOZA, 1986), pero problemas administrativos en la revista dónde debía publicarse impidieron que la descripción viera la luz. Por este motivo, HARVEY (1990) en su Catálogo de los Pseudoscorpiones la cita como «nomen nudum».

CONCLUSIÓN

El conocimiento actual de los pseudoscorpiones que pueblan las cavidades del Norte de España se puede calificar de fragmentario y algo confuso.

Fragmentario, en cuanto que todavía grandes áreas se presentan como aparentemente desprovistas de fauna cavernícola: la primera cita para toda Cantabria se da en el presente trabajo, de toda Galicia aún no se registra ningún dato y de Asturias tan sólo se conocen dos especies de diferentes familias y circunscritas básicamente a los Picos de Europa y estribaciones. Y todo ello, frente a la aparente abundancia de fauna en el País Vasco.

La antigüedad de las descripciones de las especies del género *Neobisium*, basadas frecuentemente en criterios no suficientes, sin tener en cuenta la importancia de los detalles

menores y prescindiendo de las variaciones dentro de la misma especie, dificultan en muchos casos la asignación de un ejemplar a una especie u otra. Así pues, citas como las de *N. navaricum* en provincias como Navarra y Lleida, hacen pensar, como bien escribe MAHNERT (1977), que muy probablemente se trate de especies diferentes, pero imposibles de distinguir con los datos de determinación actuales. Ciertas confusiones en la clasificación, asignando dos especies diferentes para una misma cueva (bastante improbable), tampoco facilitan la labor:

—Cueva de Putxerri, Larraun, Na., para *N. nonidezii* y *N. breuili*

—Cueva de Marizulo, Txindoki, Na., para *N. breuili* y *N. vasconicum*.

Evidentemente, se hace necesaria la redescipción de todas las especies sobre largas series de ejemplares procedentes de la localidad típica, tras lo cual no es aventurado pensar que algunas especies puedan caer en sinonimia.

Es opinión del autor, que las futuras exploraciones en esta Zona con fines biospeleológicos, depararán de seguro interesantes novedades. El número de Chthoniidae cavernícolas debe aumentar considerablemente, así como el descu-

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

brimiento de nuevas especies en Cantabria y Galicia, que posiblemente recaerán en los géneros *Neobisium* y *Roncocreagris*.

Se propone la siguiente tabla de determinación para los pseudoscorpiones cavernícolas del Norte de España (Asturias, Cantabria y País Vasco). Las subespecies de *N. vasconicum* se incluyen en un único grupo, por lo confuso de su posición sistemática:

1.—Ambos pares anteriores de patas con tarsos de un sólo artejo, los dos pares traseros con dos. Suborden Chthoniinea - Familia Chthoniidae.

1*.—Todos los pares de patas con tarsos de dos artejos. Suborden Neobisiinea - Familia Neobisiidae.

2.—Tubérculo intercoxal presente. Las coxas de los 2° y 3° pares de patas con espinas coxales. Género *Chthonius*.

La mano del pedipalpo con clara depresión entre los tricobotrios *ib/isb* y la base del dedo. Subgénero *Ephippiochthonius*.

3.—Con dientes rudimentarios intercalados entre los dientes normales de la pinza del pedipalpo. *C. (E.) distinguendus* Beier 1930, Mendikute'ko Koba, Albitzur, Guipúzcoa.

3*.—Sin dientes rudimentarios entre los dientes normales de la pinza del pedipalpo. *C. (E.) bolivari* Beier 1930, Cueva del Espinoso, La Franca, Asturias.

4.—Dedo móvil del quelícero sin galea, a lo más con un tubérculo en forma de diente o redondeado, siempre opaco. Subfamilia Neobisiinae

4*.—Dedo móvil del quelícero con galea en forma de seda simple o con bifurcaciones, a veces reducida a una cúpula transparente. Subfamilia Ideobisiinae

5.—Dedo fijo con 8 tricobotrios, móvil con 4. Flagelo normalmente con 8 sedas, las 2 distales dentadas, resto lisas. Género *Neobisium*

6.—Borde trasero del carapacho y el primer terguito abdominal con 6 sedas cada uno

6*.—Borde trasero del carapacho y el 1° terguito abdominal con 4 sedas cada uno

7.—Tamaño pequeño: el fémur del pedipalpo aprox. de 1 mm. de longitud; la tibia 3,3x más larga que ancha. *N. (B.) primitivum primitivum* Beier 1931, Cueva de Mairuelegorreta, Murúa, Álava.

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

7*.—Tamaño mayor que el precedente: el fémur aprox. 1,4 mm. de longitud; la tibia 3,8x más larga que ancha. *N. (B.) primitivum primaevum* Beier 1931, Cueva de San Roque de Uzkorta, Bilbao, Vizcaya.

8.—Dedo del pedipalpo claramente más largo que el fémur

8*.—Dedo del pedipalpo igual o más corto que el fémur

9.—Tricobotrio *it* basal de *et*. Tibia aprox. 5x *N. (B.) bone-ti* Beier 1931, Cueva de Mauloetxea, Abaurrea, Navarra.

9*.—Tricobotrio *it* distal de *et*. Tibia más de 6x *N. (B.) navaricum* (Nonidez) 1925, Cueva de Malkorraundi, Gorriti, Navarra.

También en: Cueva de la Barra, Noves, Boumort, Lleida.

10.—La tibia del pedipalpo más larga que el dedo *N. (B.) breuili* (Bolivar) 1924, Cuevas de Martintxurito I y II, Larraun, Navarra.

Cueva de Putxerri, Larraun, Navarra

Cueva de Marizulo, Txindoki, Guipúzcoa

10*.—La tibia del pedipalpo más corta que el dedo

11.—Dedo móvil del quelícero con un diente medial formado por varios dentículos anchos situados agrupadamente

11*.—Dedo móvil del quelícero con un diente medial sencillo

12.—Dedo del pedipalpo tan largo como el fémur *N. (B.) robustum robustum* (Nonidez) 1925, Cueva de San Adrián, Cegama, Guipúzcoa.

Cueva de Partxankobia, Cegama, Guipúzcoa.

12*.—Dedo del pedipalpo claramente más corto que el fémur *N. (B.) robustum escaleraei* Beier 1931, Cueva de Aitzkirri, Cegama, Guipúzcoa.

13.—Tricobotrio *est* más cercano a *ist* que a *et/it* *N. (B.) bolivari* (Nonidez) 1917, Cueva de Albia, Orduña, Vizcaya.

13*.—Tricobotrio *est* formando un grupo distal con *et/it* y claramente separado de *ist*

14.—Mano del palpo ensanchada desde el mango en forma oval, con la máxima anchura cercana a la mitad.

14*.—Mano del palpo no ensanchada en forma oval, creciendo de forma continua desde el mango, la máxima anchura distal de la mitad

15.—Fémur del pedipalpo 7/7,7x, la tibia 5,3/6x, la mano 3/3,2x *N. (B.) nonidezi* (Bolivar) 1924, Cavidades de la Sierra del Aralar:

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

Cueva de Akelar, Larraun, Navarra

Cueva de Putxerri, Larraun, Navarra

Cueva de Alzotei, Larraun, Navarra

Cueva de Lezegalde, Iribas-Larraun, Navarra

Sima Ormazorreta II, Larraun, Navarra

Larreitxikiko Leizea, Larraun, Navarra

15*.—Fémur del pedipalpo 9x, la tibia 6,5x, la mano 3,5x *N. (B.) tenuipalpe* (Nonidez) 1925, Cueva de San Valerio, Mondragón, Guipúzcoa.

16.—La mano del pedipalpo ensanchada en forma casi cónica: 3,5/4x *N. (B.) vasconicum* ssp. (Nonidez) 1925,

Mendikute'ko Koba, Albitzur, Guipúzcoa

Cueva del Txorrore, Albitzur, Guipúzcoa

Cueva de Marizulo, Txindoki, Guipúzcoa

Sagain-zelaiko'ko Koba, Txindoki, Guipúzcoa

Ekain'ko Leizea, Cestona, Guipúzcoa

Aizkoarte'ko Koba: Cueva de Hernialde, Hernialde, Guipúzcoa

16*.—La mano del pedipalpo casi a lados paralelos: 4,5/5,4 x N. (*B.*) *jeanneli* (Ellingsen) 1912

Cueva del Pindal, Pimiango, Asturias

Cueva de la Eria del Prao, Balmori, Asturias

Cueva de los Torcos, Panes, Asturias

Cueva del Triumbo, Covadonga, Asturias

Cueva del Infierno, Covadonga, Asturias

Cueva de Balmori, Llanes, Asturias

Cueva del Oso, Lago Enol-Ercina, Asturias

Sima Budrio La Peña, Lago Enol-Ercina, Asturias

Cueva Nueva, Valle de Valdeón, León

17.—Flagelo normalmente con 8 sedas, todas dentadas.
Género *Roncocreagris*.

Especie cavernícola. Fémur 5,38x, tibia 4,14x, mano 1,92x, dedos fijo y móvil del pedipalpo con 81 dientes en cada uno.
Roncocreagris aurouxí n. sp.

Cueva de la Lastrilla, Samano, Cantabria.

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a D. Oleguer Escolá, del Museo de Zoología de Barcelona, la confianza depositada al confiarle para su estudio gran parte de los ejemplares objeto del presente estudio. A los amigos Alberto Sendra y Gloria Avaria por su cesión de los ejemplares de *N. vasconicum* de Mendikute'ko Koba.

Asimismo, su agradecimiento por su inestimable ayuda al Dr. Volker Mahnert, del Mus. Hist. nat. de Genève, por sus amables indicaciones sobre la nueva especie descrita y su revisión de la totalidad de este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- BEIER, M 1930. Neue Höhlen-Pseudoscorpione der Gattung *Chthonius*, *Eos*, 6:323-327.
- 1931. Zur Kenntnis der troglobionten Neobisien (Pseudoscorp.), *Eos*, 7 (1):9-23.
- 1939. Die Pseudoscorpioniden-Fauna der iberischen Halbinsel, *Zool. Jb. Syst.*, 72 (1/2): 157-202.
- 1955. Neue Beiträge zur Kenntnis der iberischen Pseudoscorpioniden-Fauna, *Eos*, 31: 87-122.
- 1963. Pseudoscorpionidea (Afterskorpione). *Bestimm.bücher Bodenfauna Europas*, Berlin, 1: 313.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

BOLIVAR, C 1924. Estudios sobre *Obisium* (pseudoscorp.) cavernícolas de la región vasca. *Bol. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 24 (2): 101-104.

CURCIC, B & LEGG, G 1990. On the identity of some taxa assigned to the genus *Roncocreagris* Mahnert (Neobisiidae, Pseudoscorpiones). *Acta Biologica*, 15 (2):8-24.

ESTANY, J 1980. "Arachnida Pseudoscorpionida" en: Contribución al conocimiento de la fauna cavernícola del País Vasco. *Kobie*, 10: 526-528.

HARVEY, M 1990. Catalogue of the Pseudoscorpionida. *Manchester University Press*. 725 pp.

JUDSON, M 1992. *Roncocreagris murphyorum* n. sp. and *Occitanobisium nanum* (Beier) n. comb. (Neobisiidae) from Iberia, with notes on the sternal glands of pseudoscorpions (Chelonethi). *Bull. Br. arachnol. Soc.*, 9 (1): 26-30.

MAHNERT, V 1976. Zur Kenntnis der Gattungen «*Acanthocreagris* und *Roncocreagris*» (Arachnida, Pseudoscorpiones, Neobisiidae). *Revue suisse Zool.*, 83 (1):193-214.

—1977. Spanische Höhlenpseudoskorpione. *Misc. Zool.*, 4 (1): 61-104.

NONIDEZ, J.F 1917. Pseudoscorpiones de España. *Trab. Mus. Nac. Cienc. Nat., ser.Zool.*, 32: 5-46.

—1925. Los *Obisium* españoles del subgénero *Blothrus* (pseudosc. Obisiidae). *Eos*, 1: 43-83.

SERRA, A & VIVES, E. 1979. Campanya Bioespeleològica a Guipúzcoa. *Arx. Cent. Ex. Terrassa, SIS-7*:19-26.

Juan Antonio Zaragoza
**Pseudoscorpiones cavernícolas de Asturias,
Cantabria y País Vasco (Arachnida)**

ZARAGOZA, J.A.1986. Distribución de los pseudoscorpiones cavernícolas de la Península Ibérica e Islas Baleares (Arachnida). *Actas X Congr. Int. Aracnol*, Jaca/España, 1986, I: 405-411.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

* Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99-03080 Alicante.

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

**Estimación de la entrada de nutrientes de
origen agrícola en el Mar Menor mediante un
modelo dinámico**

Índice

Portada

Créditos

Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico	5
Resumé	5
Abstract	6
Introducción	7
Metodología y descripción del modelo	9
Resultados y discusión	16
Algunas implicaciones ambientales	21
Agradecimientos	27
Referencias bibliográficas	27
Apéndice con las principales variables del modelo ..	30

Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico

Julia Martínez Fernández *

Miguel Ángel Esteve Selma *

RÉSUMÉ

Le Campo de Cartagena constitue une vaste plaine drainée par un ensemble de ravins, qui débouchent dans la lagune littorale du Mar Menor, d'une grande singularité écologique et touristique. Pendant les dernières décades, l'accès généralisé aux ressources souterraines et surtout, l'arrivée des eaux du Trasvase Tajo-Segura ont supposé un important développement des terres irrigables et de la quantité utilisée d'engrais agricoles. Dans cette étude, on a élaboré un premier modèle de simulation dynamique sur les terres irrigables dans le Campo de Cartagena et sur l'exportation d'engrais agricoles. On a discuté aussi leurs effets sur le milieu naturel et sur d'autres utilisations socioéconomiques. Le modèle dynamique simule le comportement du système depuis 1970 jusqu'à nos jours et inclut des variables comme la surface d'irrigation en plein air et en serre, l'exportation de nitrogène

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

vers le Mar Menor, les ressources hydriques transvasées, la pluviosité mensuelle, la quantité utilisée d'engrais et de divers coefficients de lixiviation et de rétention. Les résultats montrent une notable augmentation de l'entrée de substances nutritives d'origine agricole au Mar Menor jusqu'à atteindre aujourd'hui autour de 2000 tonnes annuelles de nitrogène et 60 tonnes annuelles de phosphore. L'exportation finales de substances nutritives présente un caractère clairement dynamique qui dépend autant de facteurs exogènes, principalement la pluviosité, que endogènes, comme le niveau d'engrais agricoles accumulés dans le bassin. Cette exportation de substances nutritives a commencé à entraîner des procès d'eutrophisation dans la lagune.

ABSTRACT

The Campo de Cartagena is an ample lowland drained by several ephemeral channels flowing into the coastal lagoon of Mar Menor, having a high ecological and tourist value. During the last decades the increment of water resources due to groundwater exploitation and the Trasvase Tajo-Segura has led to a considerable increment of the irrigated lands and the amount of agricultural fertilisers. In the present work a first dynamic simulation model about the irrigated lands on the Campo de Cartagena and the fertilisers transport has been built up. The effects on the natural environment and on other socio-economic uses have also been discussed. The dynamic model simulates the behaviour of the system from 1970 to nowadays and includes variables such as the area occupied by irrigated lands, the nutrients flow into the Mar Menor, the available water resources, the monthly rainfall, the fertilisers input and several leaching and retention coefficients. The results show a great increment of the fertilisers income to

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

the Mar Menor until the current mean values of around 2000 annual tons of nitrogen and 60 annual tons of phosphorous. The final nutrients export present a clear dynamic character depending both on exogenous factors, mainly the monthly rainfall, and on endogenous factors, such as the level of fertilisers accumulated in the basin. This nutrients export has begun to generate eutrophication processes in the lagoon, being the most serious indicator the big summer proliferation of two species of jellyfish, having not only environmental effects but also socio-economic ones due to its impact on the tourist quality of the Mar Menor.

INTRODUCCIÓN

Los usos agrarios y otras formas de aprovechamiento del territorio difícilmente pueden analizarse de forma aislada ya que constituyen ejemplos de sistemas complejos en los que tales usos interactúan con los sistemas naturales a través de múltiples relaciones. Los sistemas complejos se caracterizan por presentar elementos y relaciones poco evidentes así como la tendencia a diferir en el espacio y en el tiempo buena parte de los efectos generados por las tensiones existentes en los mismos, de manera que en una perspectiva a corto plazo y limitada al propio uso agrario tales efectos son ignorados o considerados como una externalidad. Sin embargo, a veces tales efectos trascienden de forma casi inmediata a otros usos socioeconómicos.

cos, con lo que la visibilidad e importancia de los mismos aumenta de forma dramática. Esto ocurre cuando dos sistemas intensivos de aprovechamiento del territorio coinciden en su espacio ambiental y están mediados por un sistema natural forzado, como es el caso del regadío en el litoral. En efecto, en España las zonas litorales mediterráneas se caracterizan por albergar buena parte del regadío más intensificado y las principales actividades turísticas del país, de modo que en ellas existe también un elevado potencial para la génesis de relaciones tanto conflictivas como de complementariedad entre tales actividades agrícolas y turísticas. Una de estas zonas, el Campo de Cartagena y el entorno del Mar Menor, presenta ya los primeros signos de dichas relaciones conflictivas. En este trabajo se analiza este regadío y los efectos de su contaminación difusa sobre los sistemas naturales y otros usos socioeconómicos de la zona, fundamentalmente turísticos.

El Campo de Cartagena constituye una extensa llanura de unos 1200 km² drenada por un conjunto de ramblas que desembocan en la laguna litoral del Mar Menor, de gran singularidad ecológica y turística. En esta llanura se ha ido desarrollando progresivamente una agricultura de regadío basada en el aprovechamiento de los recursos subterráneos, si

bien hasta tiempos recientes tal aprovechamiento ha sido bastante limitado. En las últimas décadas, el acceso generalizado a los recursos subterráneos, y sobretodo la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura en 1979 han supuesto una profunda transformación del Campo de Cartagena, con un importante incremento del regadío y del aporte de fertilizantes agrícolas.

METODOLOGÍA Y DESCRIPCIÓN DEL MODELO

La adecuada comprensión de sistemas complejos requiere de la utilización de metodologías que favorezcan enfoques integrales tales como la Dinámica de Sistemas, que permite considerar y analizar de modo integral distintos factores y sectores socioeconómicos y ambientales, sus interacciones, así como la simulación de su comportamiento dinámico (ROBERTS *et al* 1983, VENNIX 1996). Esta metodología ha sido por ello aplicada en distintos sistemas de este tipo (Ruth 1995, VERHAGEN 1997, SANTOS *et al.* 1997, AMA 1991). Los modelos dinámicos se basan en la consideración explícita de las retroalimentaciones que se establecen entre diversos factores, de manera que la evolución dinámica del sistema viene generada al menos parcialmente por la propia estructura del sistema. En el presente estudio se ha utilizado dicha metodología para elaborar un primer modelo dinámico

acerca del regadío en el Campo de Cartagena y la exportación de fertilizantes, discutiéndose sus efectos sobre el medio natural y otros usos socioeconómicos. En la construcción del modelo se abordan de un modo iterativo las fases de conceptualización, formulación detallada del modelo y calibración haciendo uso del software VENSIMô (Ventana Systems 1994), específicamente diseñado para la simulación de modelos dinámicos. El modelo permite explorar los efectos de distintos escenarios de gestión sobre el comportamiento dinámico del sistema, si bien tales escenarios no se discuten aquí por razones de brevedad.

El modelo dinámico simula el comportamiento del sistema desde 1970 hasta la actualidad sobre una base mensual e incluye variables de nivel, que representan acumulaciones en el sistema, como la superficie de riego al aire libre o la cantidad de nitrógeno de origen agrícola existente en la cuenca, y variables de flujo, que representan las entradas y salidas de dichas variables de nivel, como la exportación de nitrógeno hacia el Mar Menor. El modelo también incluye algunas variables exógenas (recursos hídricos trasvasados y precipitación mensual) y diversas tasas y parámetros como los relativos a los aportes de fertilizantes y los coeficientes de lixiviación y de retención en la cuenca. (Fig. 1).

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

El modelo determina la evolución de la superficie de regadío en función de la superficie ya existente, las tasas de crecimiento del regadío, la existencia de expectativas sobre nuevos recursos y el agua efectivamente trasvasada, entre otros factores. Esto permite la combinación de factores exógenos, tales como la existencia o no de sequía y la cantidad de recursos trasvasados, con factores endógenos, tales como el regadío ya existente y la superficie máxima legalmente asignada para esta Unidad de Demanda Agraria (CHS 1997). Por otra parte la formulación de la cantidad de nitrógeno y fósforo existentes en la cuenca como variables de nivel permite la consideración explícita de los tiempos de residencia de estos elementos en la cuenca y los retrasos existentes entre la lixiviación de fertilizantes y su entrada en la laguna, así como el efecto de lavado de las precipitaciones importantes y avenidas y su incidencia en las variaciones mensuales en la exportación de los mismos.

Para la calibración y parametrización del modelo se ha realizado una amplia revisión de toda la información disponible con especial énfasis en los datos procedentes de regadíos similares en otras regiones españolas, así como en algunos datos experimentales procedentes del propio Campo de Cartagena, relativos a la aportación de agua, nitrógeno y

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

fósforo para superficies al aire libre y de invernadero, y sus respectivos coeficientes de lixiviación. (LÓPEZ GÁLVEZ y NAREDO 1996; RINCÓN y GÓMEZ 1996; JORDAN *et al.* 1997; MORENO *et al.* 1996; LIU *et al.* 1997; GUIMERA *et al.* 1995; DIEZ 1997). Todo ello, junto a datos analíticos facilitados por SACYR S.A. acerca de la concentración de nitrógeno y fósforo en el agua de drenaje agrícola en las proximidades del Mar Menor, ha permitido realizar una primera estimación de los coeficientes de retención de la cuenca para nitrógeno y fósforo, dado que no existen valores empíricos de tales coeficientes de retención ni del aporte global anual

FLUJO	NO₃⁻ (mg/l)	P₂O₅ (mg/l)	Procedencia datos
Drenajes agrícolas			
subsuperficiales	163.8	2.4	SACYR S.A.
Rambla del Albuñón	62.6	5.01	SACYR S.A.
Rambla de Miranda	33.1	1.11	SACYR S.A.
Salmueroducto	87	2.66	SACYR S.A.
Humedal de Marina			
del Carmolí	56.03	0.8	Vidal Abarca <i>et al.</i> (1998)
Humedal de Playa			
de la Hita	0.13	0.05	Vidal Abarca <i>et al.</i> (1998)
Acuífero Cuaternario	50–250	0–0.1	ITGE

Tabla 1. Contenidos medios en NO₃⁻ y P₂O₅ de diversos flujos en el entorno del Mar Menor. Datos procedentes de diversas fuentes. Elaboración propia.

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

de nutrientes a la laguna. La tabla 1 muestra el contenido medio en nitrógeno y fósforo de diversos flujos en el entorno del Mar Menor.

Otro factor importante en relación con la exportación de nutrientes lo constituyen las avenidas, que generan un lavado importante de nutrientes en la cuenca hacia la laguna, a veces acumulados durante varios años (DAVID *et al* 1997; LONGABUCCO y RAFFERTY 1989, entre otros). En el presente modelo se han introducido las series históricas de precipitación mensual en el Campo de Cartagena desde 1970 a la actualidad para simular el efecto de las avenidas de forma similar a la utilizada en otras modelizaciones (PAABY *et al.* 1995).

Si bien los acuíferos actúan como sumideros temporales de la contaminación agraria y por tanto retardan el efecto visible de dicha contaminación, en el caso del Sistema Acuífero del Campo de Cartagena este papel retardador está empezando a ser profundamente modificado. La extracción creciente de agua subterránea, incrementada durante el reciente periodo de sequía, contribuye a una mayor salinización del Sistema Acuífero, de manera que en los últimos años se ha generalizado la instalación en el Campo de Cartagena de plantas desaladoras, de las que actualmente existen unas

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

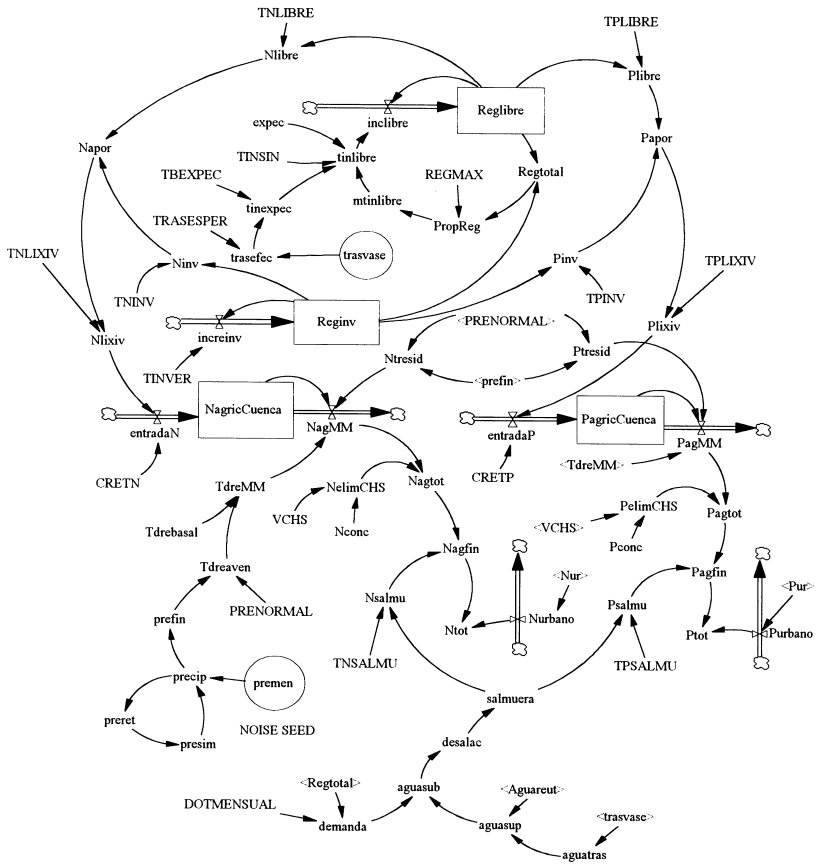


Figura 1. Diagrama causal del modelo global. Significado de las variables en apéndice.

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

35, para tratar parte del agua extraída. La desalación genera un vertido de salmueras enriquecidas en nutrientes por el propio proceso de concentración de sales a partir de un agua de origen muy contaminada ya en nitratos (hasta 300 mg/l en el acuífero Cuaternario) y por la adición de diversas sustancias ricas en fósforo. La reciente irrupción de la desalación de agua subterránea en el Campo de Cartagena cabe interpretarla como un proceso acelerador de la conexión entre el Sistema Acuífero y la laguna que actúa como receptor último de los flujos superficiales y subsuperficiales.

El modelo determina el volumen de salmueras generado en función de los recursos hídricos disponibles de aguas superficiales (Trasvase y reutilización de aguas residuales) y de parámetros tales como la proporción de agua desalada y la eficiencia media de las desaladoras del Campo de Cartagena. Datos analíticos facilitados por SACYR S.A. (1997) han permitido establecer los contenidos típicos en nitrógeno y fósforo de las salmueras (Tabla 1). Estos aportes se incluyen en el cálculo final de la entrada de nutrientes de origen agrícola a la laguna.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de 1979 las expectativas creadas por el Trasvase inducen un espectacular incremento del regadío en el Campo de Cartagena (Fig. 2), incluso a pesar de que los recursos trasvasados difícilmente alcanzan la mitad de los asignados legalmente (Fig 3). Sólo el reciente periodo de sequía y la fuerte reducción de los recursos trasvasados han reducido la elevada tasa de crecimiento experimentada hasta ese momento.

El aumento de la superficie de regadío genera un notable aumento de la entrada de nitrógeno y fósforo de origen agrí-

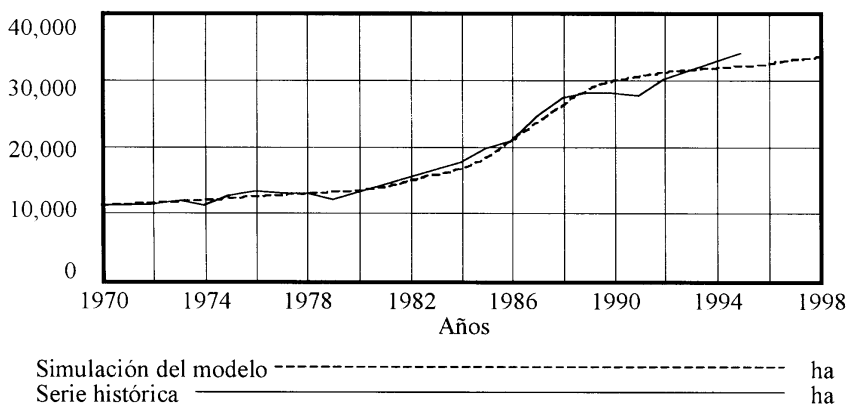


Figura 2. Evolución de la superficie de regadío en el Campo de Cartagena. Serie histórica confeccionada a partir de datos de diversas fuentes.

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

cola al Mar Menor en las últimas décadas (Fig. 4) hasta situarse en la actualidad en unos valores medios anuales en torno a las dos mil toneladas anuales en el caso del nitrógeno y 60 toneladas anuales en el caso del fósforo, cifras muy importantes si se considera el volumen de la laguna, su grado de confinamiento y el origen oligotrófico de sus aguas. Por otra parte, las precipitaciones importantes y avenidas reducen el tiempo de residencia de los fertilizantes agrícolas en la cuenca (Fig. 5), generando un efecto de lavado que pueda dar lugar a exportaciones masivas de nutrientes, sobretodo en el caso del nitrógeno, dada su mayor movilidad.

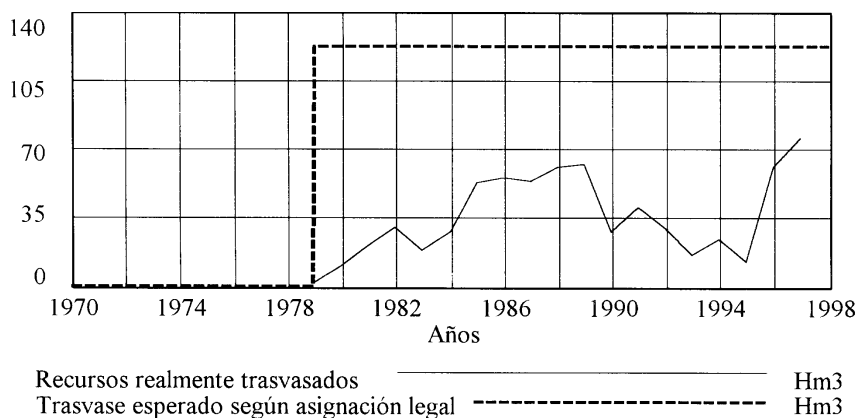


Figura 3. Evolución de los recursos trasvasados al Campo de Cartagena en relación con el volumen legalmente asignado.

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

Esto conduce a elevadas fluctuaciones mensuales en la exportación de fertilizantes, más claramente visibles a mayor detalle temporal (Fig. 6). Así, en los últimos cinco años los meses con mayor precipitación presentan valores estimados de exportación de nitrógeno que superan los trescientos mil kilogramos mensuales, lo que representa un incremento de más del 100 % respecto a la media de dicho periodo. Durante precipitaciones elevadas y avenidas la exportación mensual de nutrientes, además de ser mucho más elevada, puede concentrarse casi en su totalidad en uno o dos días, como probablemente ocurrió en Noviembre de 1997, cuando

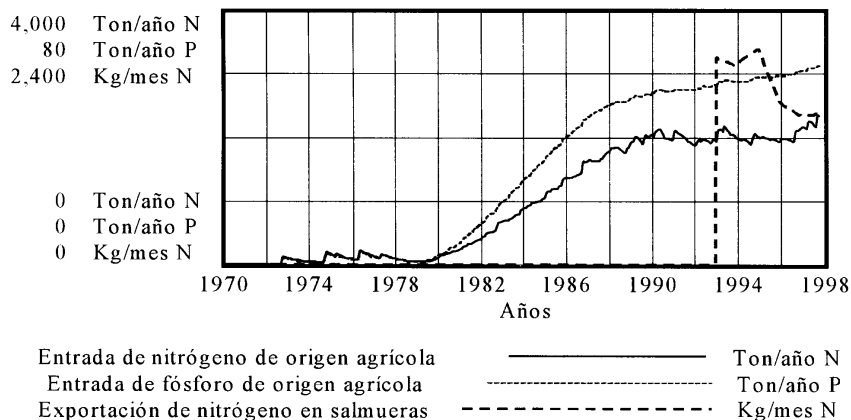


Figura 4. Simulación de la entrada de nitrógeno y fósforo de origen agrícola hacia el Mar Menor así como de la exportación de nitrógeno contenido en las salmueras.

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

la mayoría de los 148 mm de precipitación mensual tuvieron lugar en menos de 24 horas, generando la avenida de la Rambla del Albuñón y unos visibles arrastres hacia la laguna. En cualquier caso la exportación debida a las avenidas no debe bajar del 20% de la entrada global. En definitiva, la exportación final de nutrientes presenta un carácter claramente dinámico que depende tanto de factores exógenos, principalmente de las precipitaciones, como de factores endógenos, como es el nivel de fertilizantes agrícolas acumulados en la cuenca.

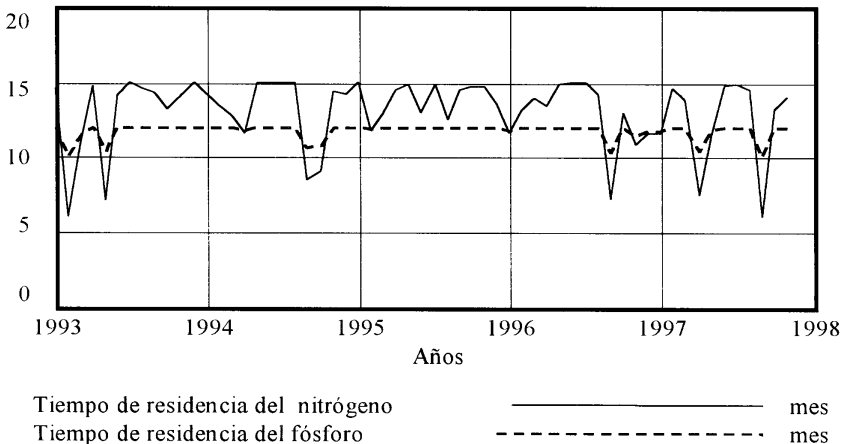


Figura 5. Simulación del tiempo de residencia del nitrógeno y fósforo en la cuenca.

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

La contribución de las salmueras a la exportación total de nutrientes es relativamente reducida en términos absolutos, si bien constituye un problema que ha crecido con inusitada rapidez en los últimos cinco años (Fig. 4) y cuyos efectos sobre la laguna no son despreciables por tratarse de un vertido concentrado y por el elevado potencial de crecimiento que presenta a corto y medio plazo, especialmente si la insuficiencia de disponibilidad hídrica vuelve a agravarse. Actualmente existe un bajo grado de funcionamiento de las plantas desaladoras, a pesar de lo cual se generan unas 11 toneladas anuales de nitrógeno y unos 635 kg anuales de

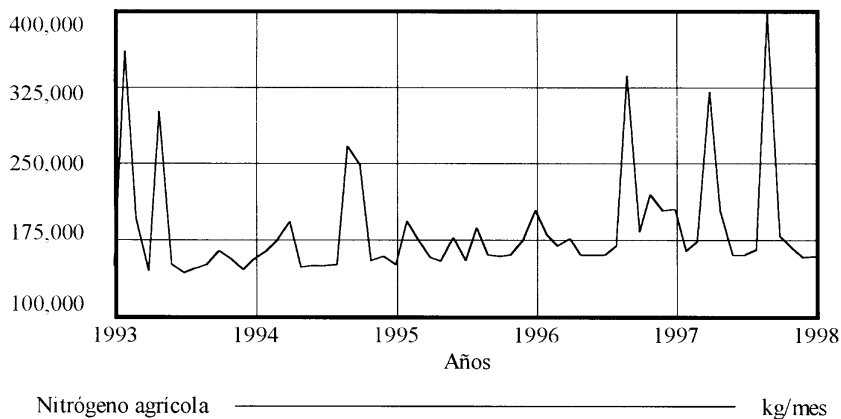


Figura 6. Evolución mensual de la entrada de nitrógeno agrícola a la laguna.

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

fósforo contenidos en las salmueras. Si se añaden el resto de plantas existentes en el Campo de Cartagena, actualmente no conectadas, y aquellas cuya construcción está prevista, el vertido ascendería a unas 100 toneladas anuales de nitrógeno y unas 5 toneladas anuales de fósforo, un valor ya bastante significativo.

ALGUNAS IMPLICACIONES AMBIENTALES

El sustancial incremento de la aportación de nutrientes al Mar Menor a través de las ramblas, del drenaje subsuperficial y muy recientemente del vertido de salmueras, ha empezado a alterar el carácter oligotrófico que siempre han presentado sus aguas a través de una eutrofización si bien muy inicial pero progresiva. Aunque la laguna recibe también vertidos de origen urbano, especialmente en verano debido a la mayor actividad turística, la investigación realizada hasta la fecha apunta a que la entrada de nutrientes de origen urbano supone una fracción casi marginal de la entrada de nutrientes de origen agrícola, que es con mucho la más importante.

El principal y más grave síntoma de este cambio es la gran proliferación de medusas de mediano y gran tamaño, de las especies *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*, un

fenómeno que hizo su primera aparición hace unos cinco años y que desde entonces se ha convertido en una constante. La explosión de la población de estos escifozoos tiene lugar durante los meses estivales, en los que alcanza cifras de hasta 40 y 50 millones de individuos en toda la laguna (VVAA 1997), precisamente cuando la actividad turística del Mar Menor y su entorno es máxima, de modo que los efectos negativos de dicha proliferación sobre la calidad del baño, las actividades recreativas y la imagen turística del Mar Menor son considerables. En términos comparativos, se podría afirmar que cada hectárea de regadío del Campo de Cartagena contribuye con la generación de unas mil cuatrocientas medusas en el Mar Menor en el momento de máxima población a través de la exportación de los fertilizantes agrícolas.

La proliferación estival de medusas está empezando a generar costes directos a través de diversas medidas puestas en marcha por la administración y destinadas a paliar en parte los efectos negativos de las medusas. Estas medidas consisten fundamentalmente en la contratación durante el verano de barcos-pelícano, destinados a recoger y destruir medusas, y la instalación de redes protectoras en las zonas de baño, si bien la eficacia de tales medidas es más bien

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

modesta, dada la extraordinaria vitalidad de la dinámica poblacional de estos escifozoos. El coste de estas medidas se sitúa en torno a los 400 millones de pesetas para los meses de Julio y Agosto, lo que equivale a unas diez pesetas por medusa. Sin embargo, los costes indirectos (daños en la imagen turística del Mar Menor y contención o reducción de la actividad turística), más difícilmente evaluables, serán con toda seguridad mucho mayores si persiste el problema. Esto es precisamente lo que cabe esperar si no se adoptan medidas para atajar con firmeza la raíz del mismo: la masiva entrada de nutrientes derivados de los fertilizantes agrícolas.

A nivel ecológico, los procesos de eutrofización del Mar Menor resultan especialmente graves porque tanto la laguna del Mar Menor como su ribera y los humedales asociados conforman un ecosistema de excepcional valor ecológico y de características únicas en el contexto del Mediterráneo. Su riqueza pesquera es también por este motivo de gran interés. Todo estos valores quedan refrendados por los estatus de protección existentes en la zona: la Laguna y entorno del Mar Menor han sido declarados área RAMSAR y en la zona se incluyen varios espacios protegidos por la ley 4/92 de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de

Murcia: El Parque Regional de San Pedro del Pinatar y el Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor, que incluye entre otros los humedales de Marina del Carmolí y Playa de la Hita.

En este sentido, hay que señalar que la proliferación de medusas, que tanto preocupa a la opinión pública y a la administración regional, no es más que un indicador de un proceso de eutrofización, que es la verdadera amenaza para la laguna. La contención o reducción de la población de medusas, si no va acompañada de medidas que atajen la contaminación agrícola difusa, no conseguirá eliminar los problemas de fondo, que podrían manifestarse recurrentemente a través de otros indicadores como proliferaciones masivas de microorganismos, algas y diversos invertebrados coloniales, un fenómeno ya registrado puntualmente con anterioridad en el Mar Menor. Los procesos de eutrofización están suponiendo una progresiva banalización de la laguna y ecosistemas asociados, si bien el impacto de tal eutrofización sobre las distintas especies puede ser de muy diferente signo, por lo que es necesaria una perspectiva global en su análisis. Por ejemplo, las aguas ricas en nutrientes favorecen a algunas especies de aves acuáticas como el Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) y el Somormujo lavanco

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

(*Podiceps cristatus*) hasta el punto de que son consideradas como excelentes indicadores de eutrofización (MARGALEF 1982). En este sentido, es interesante señalar que se ha encontrado una relación estadísticamente muy significativa (r^2 ajustada = 0.67, $p < 0.00001$) entre las estimas de aportes de nitrógeno desde 1972 a la actualidad generadas por el modelo y el número de individuos invernantes censados anualmente de Cormorán grande. La correlación con el incremento de la población censada de Somormujo lavanco es asimismo significativa (r^2 ajustada = 0.32, $p < 0.007$).

En este contexto cobran toda su importancia diversas iniciativas tanto correctoras como preventivas encaminadas a minimizar el flujo de nutrientes a la laguna. Como medidas correctoras destaca el proyecto llevado a cabo por la Confederación Hidrográfica del Segura de reutilización parcial de los drenajes agrícolas para utilizarlos de nuevo, previa desalación, como agua de riego. Este proyecto supondrá una vez en marcha la recirculación de aproximadamente el 10% de los fertilizantes contenidos en los drenajes agrícolas, aunque no logrará su eliminación efectiva. No obstante la Confederación ha encargado recientemente un estudio (VIDAL-ABARCA *et al* 1998) a la Universidad de Murcia que revela la viabilidad de la utilización de dos humedales natu-

rales todavía funcionales del entorno de la laguna (Marina del Carmolí y Playa de la Hita) para la retención y eliminación del nitrógeno y fósforo de diversas fuentes, fundamentalmente de las salmueras y de parte de los drenajes agrícolas, a la vez que se potencian los valores ecológicos y naturalísticos de dichos humedales.

Junto a la medidas correctoras comentadas son necesarias otras medidas de carácter preventivo como la reducción de los aportes o la adopción de un código de buenas prácticas agrarias en el Campo de Cartagena, código que por otra parte será necesario si es declarado como Zona Vulnerable por generar contaminación agrícola por nitratos según el R.D. 261/1996. Otras medidas igualmente imprescindibles pasan por la aprobación de las Directrices de Ordenación del Mar Menor, la regulación de los usos turísticos, residenciales y agrícolas en el Mar Menor y su entorno, la exclusión de nuevos incrementos de la superficie de regadío así como la rehabilitación ambiental y ecológica tanto del Campo de Cartagena como del litoral.

En definitiva, el Mar Menor y su entorno constituye un sistema complejo en el que diversos sectores socioeconómicos intensivos conviven y son sostenidos por un medio natural que sigue conservando un alto valor ecológico, si bien ame-

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

nazado. Por ello aportar soluciones para sus múltiples problemas, algunos de los cuales han sido discutidos en el presente trabajo, demanda enfoques integrales y de suficiente alcance, desgraciadamente poco usuales.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido parcialmente financiado por la Fundación Caja de Madrid, a través de una beca en el área de Protección del Medio Ambiente. La colaboración económica de la Fundación Caja de Madrid en el presente proyecto de investigación es profundamente agradecida

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE. 1991. DALAGUA: Un modelo de Dinámica de Sistemas para la Comarca de Dalías. En *Recursos Naturales y Crecimiento Económico en el Campo de Dalías*. AMA. Sevilla. 179-209.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA. 1997. *Proyecto de Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura*

DAVID, M ; GENTRY, L ; KOVACIC, D ; SMITH, K. 1997. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management*, **26** : 1038-1048

DÍEZ, J.A ; ROMÁN, R ; CABALLERO, R ; CABALLERO, A. 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two

irrigation schedules and three type of fertilisers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **65** : 189-199

GUIMERA, J ; MARFÀ, O ; CANDELA, L ; SERRANO, LYDIA. 1995. Nitrate leaching and strawberry production under drip irrigation management. *Journal of Environmental Quality*, **56** : 121-135.

JORDAN, E ; CORRELL, D ; WELLER D. 1997. Effects of agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality*, **26** : 836-848

LIU, F ; MITCHELL, C ; HILL D.T ; ODOM, J.W ; ROCHESTER, E.W. 1997. Phosphorus Recovery in Surface Runoff from Swine Lagoon Effluent by Overland Flow. *Journal of Environmental Quality*, **26** : 995-1001

LONGABUCCO, P ; RAFFERTY, M. 1989. Delivery of Nonpoint-Source Phosphorus from cultivated mucklands to Lake Ontario. *Journal of Environmental Management*, **18** : 157-163.

LÓPEZ-GÁLVEZ, J. Y NAREDO, J.M. 1996. *Sistemas de producción e incidencia ambiental del cultivo en suelo enarenado y en sustratos*. Fundación Argentaria. Visor Distribuciones S.A. 294 pp

MARGALEF, R. 1982. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona. 951 pp.

MORENO, F. ; CAYUELA, J.A. ; FERNÁNDEZ, J.E. ; FERNÁNDEZ-BOY, E. ; MURILLO, J.M. ; CABRERA, F. 1996. Water Balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management*, **32** : 71-83.

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

PAABY, H; JENSEN, JJ; KRISTENSEN, P; MOLLER, F; SKOP, E. 1995. Reducing Nutrient Loadings of Marine Waters: A Cost Effectiveness Analysis. En: *Modelling the Economy and the Environment*. Springer. Berlin.

RINCÓN L, GÓMEZ, M.D. 1996. Fertilización del brócoli y de la lechuga Iceberg. *HortoInformación*, **71**. 33-36.

ROBERTS, N.; ANDERSEN, D.F.; DEAL, R.M.; GRANT, M.S.; SCHAFFER, W.A. 1983. *Introduction to Computer Simulation: The System Dynamics Modelling Approach*. Reading: Addison-Wesley.

RUTH, M. 1995. A system dynamic approach to modelling fisheries management issues: Implications for spatial dynamics and resolution. *System Dynamic Review*. Vol. 11 , **3**, 233-243

SACYR SA. 1997. *Análisis y Caudales de los drenajes y ramblas del Campo de Cartagena*. (Datos no publicados).

SANTOS, D.V; SOUSA, P.L.; SMITH, R.E. 1997. Model simulation of water and nitrate movements in a level basin under fertigation treatments. *Agricultural water management*, **32**, 293-306.

VARIOS AUTORES. 1997. *Estudio de la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones*. Informe técnico no publicado.

VENNIX, J. A. M. 1996. *Group Model Building. Facilitating Team Learning Using System Dynamics*. Chichester: Wiley.

VENTANA SYSTEMS INC. 1994. VENSIM®. *Ventana Simulation Environment*. Reference Manual. USA.

VERHAGEN, J. 1997. Site specific fertiliser application for potato production and effects on N-leaching using dynamic simulation modelling. *Agriculture Ecosystems & Environment*. **66**, 165-175. 8

VIDAL-ABARCA, M.R.; ESTEVE, M.A.; SUÁREZ, M.L.; GÓMEZ, R.; ROBLEDANO, F.; MARTÍNEZ, J.; MARTÍNEZ, B. 1998. *Análisis de viabilidad del uso de humedales para mitigar el efecto de los vertidos y drenajes agrícolas al Mar Menor*. Informe técnico para la Confederación Hidrográfica del Segura.

APÉNDICE CON LAS PRINCIPALES VARIABLES DEL MODELO

AGUAREUT = Volumen mensual de aguas residuales reutilizadas para riego

AGUASUB = Volumen de aguas subterráneas

AGUASUP = Volumen de aguas superficiales (residuales y del Trasvase)

CRETN = Coeficiente de retención del nitrógeno

CRETN = Coeficiente de retención del fósforo

DEMANDA = Demanda total de agua

DESALAC = Volumen de agua desalada

DOTMENSUAL = Dotación mensual de agua

ENTRADAN = Nitrógeno no retenido en la cuenca y movilizable hacia la laguna

ENTRADAP = Fósforo no retenido en la cuenca y movilizable hacia la laguna.

EXPEC = Existencia de expectativas de nuevos recursos hídricos por el Trasvase Tajo-Segura.

INCLIBRE = Incremento del regadío al aire libre

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

INCREINV= Incremento de los invernaderos

NAGFIN = Flujo de nitrógeno que llega a la laguna incluyendo las salmueras

NAGMM = Flujo de nitrógeno que llega a la laguna por vía superficial y subsuperficial

NAGRICUENCA = Nitrógeno agrícola no retenido y movilizable hacia la laguna

NAPOR = Nitrógeno aportado por todo el regadío

NLIXIV = Nitrógeno total lixiviado mensualmente

NRESIDTAB = Efecto de la precipitación sobre el tiempo de residencia del nitrógeno en la cuenca

NSALMU = Nitrógeno contenido en la salmuera

NTRESID = Tiempo de residencia del nitrógeno en la cuenca

PAGFIN = Flujo de fósforo que llega a la laguna incluyendo las salmueras

PAGMM = Flujo de fósforo que llega a la laguna por vía superficial y subsuperficial

PAGRICUENCA = Fósforo agrícola no retenido y movilizable hacia la laguna

PAPOR = Fósforo aportado por todo el regadío

PLIXIV = Fósforo lixiviado por el regadío

PREMEN = Precipitación mensual. Variable exógena

PRENORMAL = Precipitación mensual media

PRERESID TAB = Efecto de la precipitación en el tiempo de residencia del fósforo en la cuenca

PROPREG = Regadío existente respecto a la superficie máxima

PSALMU= Fósforo contenido en las salmueras

PTRESID = Tiempo de residencia del fósforo

REGINV = Superficie ocupada por invernaderos

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

REGLIBRE = Superficie de regadío al aire libre

REGTOTAL = Regadío total: aire libre e invernaderos

SALMUERA = Volumen de salmuera generado

TINEXPEC = Tasa de incremento del regadío cuando existen expectativas generadas por el trasvase

TINSIN = Tasa de incremento del regadío cuando no existen expectativas

TINVER = Tasa de incremento de los invernaderos.

TNINV = Nitrógeno aportado en los invernaderos

TNLIBRE = Nitrógeno aportado en el regadío al aire libre

TNLIXIV = Coeficiente de lixiviación del nitrógeno

TNSALMU = Concentración de nitrógeno en salmueras

TPINV = Fósforo aportado en invernaderos

TPLIBRE = Fósforo aportado en el regadío al aire libre

TPLIXIV = Coeficiente de lixiviación del fósforo

TPSALMU = Concentración de fósforo en salmueras

TRASEFEC = Trasvase real respecto al asignado

TRASVASE = Recursos aportados por el Trasvase. Variable exógena

Julia Martínez Fernández, Miguel Ángel Esteve Selma
**Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola
en el Mar Menor mediante un modelo dinámico**

* Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia,
Campus de Espinardo - 03100 Murcia.

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

**Bases para estimar el contenido de humedad
en plantas mediterráneas a partir de la
teledetección**

Índice

Portada

Créditos

Bases para estimar el contenido de humedad en plantas mediterráneas a partir de la

teledetección	5
Resumen	5
Abstract	6
Resumée	6
Introducción	7
Rangos espectrales asociados con el contenido de agua	9
1. Visible (VIS)	9
2. Infrarrojo cercano (IRC)	11
3. Infrarrojo medio (IRM)	13
Objetivos	14
Metodología	18
Resultados	22
Conclusiones	29
Agradecimientos	30
Referencias	31

Bases para estimar el contenido de humedad en plantas mediterráneas a partir de la teledetección

David Riaño *

Patrick Vaughan *

Emilio Chuvieco *

RESUMEN

Se analizan espectros de laboratorio correspondientes a diferentes especies mediterráneas, en el rango de 0,4 a 2,5 mm para distintos contenidos de humedad. Las especies escogidas fueron tres tipos de arbustos: Jara, brezo y romero (*Cistus ladanifer*, *Erica australis* y *Rosmarinus officinalis*), dos de árboles: Quejigo y rebollo (*Quercus faginea* y *Quercus pyrenaica*) y pasto. Al reducirse el contenido de agua de la vegetación, hemos observado, como tendencia general, una escasa sensibilidad en las bandas del visible (VIS), una disminución de la reflectividad en infrarrojo cercano (IRC), nítida en algunas especies y ligera en otras, y un aumento de la reflectividad en el infrarrojo medio (IRM). Parece obvio que los cambios afectan de modo

diverso a las plantas en función del tamaño y morfología de sus hojas, y de la proporción de cubierta verde.

Palabras-claves: Humedad, plantas mediterráneas, reflectividad, teledetección.

ABSTRACT

Using an spectro-radiometer, laboratory spectra, ranging from 0,4 to 2,5 mm, were taken from various Mediterranean species at different moisture content levels. Three shrub species were chosen (*Cistus ladanifer*, *Erica australis* and *Rosmarinus officinalis*), two tree types (*Quercus faginea* and *Quercus pyrenaica*), and tallgrass. As plant water content diminishes, the general trends observed varied according to the different band wavelengths. These trends showed a low sensitivity in the visible band (VIS), a decrease of the reflectance in the Near-infrared (NIR), which was sharp in some species, and finally, a reflectance increase in the Mid-infrared (MIR). Obviously, changes in moisture content have different effects on the plants depending on its size, leaf shape, and the proportion of vegetation cover.

Keywords: moisture, Mediterranean plants, reflectance, remote sensing.

RESUMÉE

On analyse les spectres de laboratoire correspondants aux diverses espèces méditerranéennes, dans le rang entre 0.4 et 2.5 m, pour différents contenus d'humidité. Les espèces choisies ont été trois types d'arbustes?: ciste, bruyère et romarin (*Cistus ladanifer*, *Erica australis* et *Rosmarinus officinalis*); deux types d'arbres: chêne rouvre

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

(*Quercus faginea*) et rouvre (*Quercus pyrenaica*) ; et pâturage . Comme conséquence de la réduction de l'humidité dans la végétation on a pu observer une sensibilité très basse dans les bandes du visible (VIS), une diminution de la réflectivité dans l'infrarouge prochain (IRC), très significative pour quelques espèces, et une augmentation de la réflectivité dans l'infrarouge moyenne (IRM). Il paraît évidente que les changes d'humidité affectent de différent manière aux végétales en fonction de leur dimension, la morphologie de leurs feuilles et la proportion de couverture végétale.

Mots clés: humidité, plants méditerranées, réflectivité, teledetection.

INTRODUCCIÓN

El contenido de agua en las plantas es uno de los aspectos críticos de su desarrollo fisiológico y resulta un parámetro clave cuando pretendemos determinar condiciones de estrés. La humedad disponible en la planta influye directamente en el crecimiento celular, la transpiración y la fotosíntesis.

La estimación de esta variable mediante teledetección resulta de gran utilidad para la predicción de rendimientos agrícolas, abordar estimaciones de evapo-transpiración regional y determinar condiciones de riesgo de incendios, entre otros. Para que dicha estimación sea posible, resulta preciso estudiar con detalle los efectos del agua en la reflectividad de la

hoja y de la planta, de cara a aislar las bandas más sensibles a la observación remota y determinar niveles de afectación críticos.

Las variaciones del contenido de humedad de las plantas, y en última instancia del estrés hídrico, provocan cambios fisiológicos y anatómicos de distinta naturaleza según las especies. La carencia de agua lleva consigo una reducción en la transpiración de la planta, lo que implica un aumento de la temperatura de las hojas, pues la evapotranspiración libera calor a la atmósfera. Además, al reducirse el agua disponible, la planta intenta reducir la transpiración cerrando los estomas, lo que causa una menor absorción de CO₂, un deterioro de la estructura de los tejidos, una reducción de la fotosíntesis y, en última instancia, una menor productividad (HALE y ORCUTT, 1987).

Algunos de estos cambios son perceptibles mediante sensores remotos, ya que implican una modificación de la radiancia reflejada o emitida por la planta. La falta de agua implica modificaciones en el color de las hojas o en su morfología, como el rizado y enrollado o la caída de las hojas, así como en su temperatura. Todos estos aspectos pueden, al menos teóricamente, detectarse mediante teledetección (JACKSON, 1986). El problema estriba en si esas modificaciones

del comportamiento espectral de la planta son suficientemente nítidas, de tal forma que permitan discriminar el contenido de agua de otros factores, como la contribución del suelo, de la morfología de la planta o de la atmósfera. Sobre este punto ha habido diversas posturas en los últimos años. Algunos autores concluyen que el contenido de agua no supone una modificación sensible de la reflectividad (HUNT y ROCK, 1989; COHEN, 1991b), pero sí de la temperatura de las hojas (JACKSON, 1986; MORAN *et al.*, 1994), mientras otros obtienen buenas correlaciones en estudios empíricos (WESTMAN y PRICE, 1988; CIBULA *et al.*, 1992). Vamos a analizar con mayor detalle los argumentos de unos y de otros, centrándonos en las longitudes de onda ópticas (entre 0,4 y 2,5 micrómetros), para posteriormente analizar algunos espectros tomados, en este rango espectral, para distintas especies mediterráneas.

RANGOS ESPECTRALES ASOCIADOS CON EL CONTENIDO DE AGUA

1. Visible (VIS)

Como es sabido, las hojas absorben la mayor parte de la energía incidente en las bandas visibles (0,4 – 0,7 μm). La baja reflectividad en el azul y el rojo se atribuye normalmen-

te a la absorción por la clorofila y otros pigmentos accesorios. La clorofila, carotenos y xantofilas absorben radiación a 0,445 μm , pero sólo la clorofila absorbe en el rojo (alrededor de 0,645 μm) (GATES *et al.*, 1965). El pico del verde se produce por una carencia relativa de absorción por estos pigmentos, lo que proporciona el color verde de las plantas que percibe nuestra vista. Este efecto puede estar enmascarado por el agua (THOMAS *et al.*, 1971), debido a que la reflectividad en el VIS es más alta, entre otras razones por la dispersión Rayleigh (GATES, 1980). Es decir, la pérdida de agua provoca la actuación de dos factores en direcciones contrarias, aumenta la reflectividad, por un lado, por la pérdida de funcionalidad de la clorofila y disminuye, por otro, al disminuir el propio contenido de humedad. Al efecto de la clorofila hay que añadir, en caso de que el experimento no se realice hoja por hoja, la disminución de cobertura que supone la deshidratación, que en este rango del espectro suele suponer un aumento de la reflectividad (EVERITT y NIXON, 1986; RIPPLE, 1986). Según dominen unos u otros factores, por el tipo de estudio y por el tipo de hoja, se produce una tendencia u otra, aunque lo más normal es un ligero aumento (EVERITT y NIXON, 1986; CARTER, 1991) o mantenimiento prácticamente constante (BOWMAN, 1989;

HUNT y ROCK, 1989) de la reflectividad con la pérdida de la humedad.

2. Infrarrojo cercano (IRC)

La alta reflectividad de la vegetación en esta banda del espectro se ha asociado tradicionalmente al estado de vigor de la planta, su porcentaje de cobertura verde y su buen estado foliar. Al modificarse el contenido de agua de la planta se producen dos efectos que, si bien son patentes en las demás bandas del óptico, aquí son especialmente cruciales. Por un lado, las modificaciones en la reflectividad debidos al propio contenido de agua, que son más patentes si consideramos las hojas aisladamente; por otro, las debidas a la pérdida de vigor vegetal que implica el deterioro hídrico de la planta: senescencia, pérdida de área foliar, deterioro de la estructura, que afectan principalmente a la planta en su conjunto. Simplificando las cosas podemos decir que el contenido de agua *per se* implica una ligera reducción de la reflectividad, luego en el IRC la hoja seca tenderá a presentar una mayor reflectividad que la húmeda. Por el contrario, la planta en su conjunto deteriora su actividad fisiológica al llegar a extremos de tensión hídrica, implicando en esos casos una notable reducción de la reflectividad en esa banda. Conviene tener en cuenta que la alta reflectividad de las hojas en el

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

IRC (entre 0,7 y 1,3 μm) se debe a su estructura celular interna (KNIPLING, 1970). La radiación se difunde y dispersa a través de la cutícula y la epidermis a las células del mesófilo y cavidades de aire del interior de las hojas. La radiación posteriormente es dispersada por reflexiones y refracciones múltiples en la interfase de las paredes de las celdas hidratadas con los espacios de aire intercelulares, debido a las diferencias existentes en el índice de refracción (1,4 para las celdas hidratadas y 1,0 para el aire). Entre el 40 y el 60 % de la radiación incidente en el IRC se dispersa hacia arriba (ésta es la radiación reflejada), mientras que el resto se dirige hacia abajo (radiación transmitida), absorbiéndose muy poca cantidad (KNIPLING, 1970). Al irse perdiendo agua en las hojas, hay más superficies de contacto entre paredes de celdas húmedas y cavidades de aire intercelulares, por lo que tienden a aumentarse las reflexiones y refracciones múltiples (VOGELMANN y BJÖRN, 1984), incrementándose, aunque ligeramente, la reflectividad. Más aún, cuando las hojas se acercan a la pérdida total de humedad la reflectividad es incluso mayor debido a que el índice de refracción de los materiales celulares secos es mayor que el de las células hidratadas (CARTER, 1991). Este efecto se ha comprobado en análisis de laboratorios sobre hojas aisladas de *Agave deserti* (HUNT et al., 1987), *Quercus agrifolia*, *Picea*

Pungens, *Liquidambar styraciflu* y *Glycine max* (HUNT y ROCK, 1989). Otros autores no observan cambios significativos en esta banda (Carter, 1991), mientras un tercer grupo detecta una reducción de la reflectividad, comprobada para hojas de pino y secuoya (WESTMAN y PRICE, 1988). Esta disminución parece más claramente debida a los efectos secundarios de la pérdida en el contenido de humedad, como son la reducción de la actividad vegetativa (transpiración, fotosíntesis, productividad) y el deterioro en el área foliar y la estructura de la hoja. Esto ha permitido observar notables decrementos de reflectividad en el conjunto de la planta (JACKSON y EZRA, 1985; WESTMAN y PRICE, 1988).

3. Infrarrojo medio (IRM)

La polémica sobre el efecto del contenido de agua en la reflectividad del IRC se desvanece en la región del medio (entre 1,6 y 2,4 μm), ya que aquí es unánime la observación de una relación inversa entre contenido de agua y reflectividad. Los efectos se observan tanto para una hoja (RIPPLE, 1986; HUNT y ROCK, 1989; COHEN, 1991b), como para el conjunto de la planta (TUCKER, 1980; JACKSON y EZRA, 1985; WESTMAN y PRICE, 1988).

La respuesta de la vegetación en estas longitudes de onda está dominada por la fuerte absorción del agua, que se produce principalmente en 1,4, 1,9 y 2,4 μm (KNIPLING, 1970). En esta región, los picos de reflectividad de la vegetación se originan aproximadamente a 1,6 y 2,2 μm , justo entre las bandas de absorción del agua, de ahí que al disminuir el contenido de humedad la reflectividad aumente. Esto se debe a que el agua es un buen absorbente del flujo de radiación incidente, por lo que la cantidad de energía solar reflejada en esta región es una función inversa de la cantidad de agua presente en la hoja.

OBJETIVOS

Este proyecto se sitúa en el marco general del empleo de la teledetección para estimar riesgo de incendios forestales. Desde el punto de vista del riesgo físico, cuando se emplea esta técnica para estimar riesgo de incendios se está asumiendo que la teledetección permite determinar las condiciones de estrés hídrico de las cubiertas vegetales, ya que la vegetación sólo arde cuando está suficientemente seca. Además el contenido de agua es una importante variable a tener en cuenta en estudios de inicio y propagación del fuego, ya que afecta tanto a la inflamabilidad de la vegeta-

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

ción como a la velocidad de propagación del fuego (BURGAN y ROTHERMEL, 1984).

Los métodos para estimar el contenido de humedad del combustible (FMC, *Fuel Moisture Content*) se basan en el muestreo directo en el campo o en índices meteorológicos que se suponen relacionados con las variaciones en el contenido de humedad. Los primeros son muy costosos y presentan problemas de representatividad, ya que no cubren grandes áreas, mientras el empleo de índices meteorológicos implica una estimación indirecta, además de asumir una respuesta uniforme de las distintas especies a la variación de las condiciones atmosféricas. La teledetección permitiría, por un lado, un muestreo exhaustivo del territorio, y por otro, realizar estimaciones directas de las distintas variables.

En la literatura especializada hay abundantes ejemplos de esta aplicación (LÓPEZ *et al.*, 1991; BURGAN y HARTFORD, 1993; VIDAL *et al.*, 1994; PROSPER-LAGET *et al.*, 1995; ILLERA *et al.*, 1996), pero en ningún caso se demuestra que físicamente exista esa relación entre contenido de agua en la planta y radiancia detectada por el sensor. Algunos autores sí han establecido relaciones empíricas entre humedad de la vegetación, medida en terreno, e información de satélite, fundamentalmente para especies herbá-

ceas (PALTRIDGE y BARBER, 1988; CHLADIL y NUNEZ, 1995; ALONSO *et al.*, 1996), si bien no resultan definitivas sus conclusiones, ya que se trata de estudios basados en imágenes AVHRR, con una resolución excesivamente gruesa para evitar ruidos procedentes de factores extraños a la variable que se pretende medir.

Por esta razón, parecía oportuno analizar con más detalle las relaciones entre contenido de humedad y radiancia reflejada o emitida por la vegetación. Nos centramos en este trabajo en el rango óptico del espectro, entre 0,4 y 2,5 μm , ya que ha sido el más empleado hasta el momento en estas aplicaciones, además de por contar con instrumentos de medida adaptados a estas longitudes de onda.

Se han tomado espectros en condiciones controladas de laboratorio, para distintos niveles de contenido de agua. Asimismo, se presentan resultados de mediciones realizadas en el terreno, a lo largo de una temporada de medidas realizada sobre el Parque Nacional de Cabañeros, en primavera y verano de 1997.

Partimos de la experiencia previa de otros autores, ya revisada en la literatura. La mayor parte de los estudios relacionados se han basado en especies herbáceas (JACKSON y EZRA, 1985; CIBULA *et al.*, 1992). Menor experiencia existe

en relación con árboles (WESTMAN y PRICE, 1988) y arbustos (EVERITT y NIXON, 1986; COHEN, 1991a), y apenas existe experiencia con especies mediterráneas que, por estar bien adaptadas a la sequía estival, podrían presentar un comportamiento peculiar frente al reseñado en la literatura.

Hasta el momento, los análisis de reflectividad se han venido realizado de muy diversas maneras. Son más abundantes los análisis en laboratorio para hojas individuales (THOMAS *et al.*, 1971; BOWMAN, 1989; COHEN, 1991b), aunque también existen estudios de laboratorio con grupos de hojas (Ripple, 1986). La radiometría de campo también se ha empleado en varios estudios (EVERITT y NIXON, 1986; CIBULA *et al.*, 1992). Pese a la mayor dificultad de estas mediciones, al ser más difícil de controlar los parámetros de observación, resultan los más adecuados para relacionar con la información detectada por sensores de teledetección, ya que ofrecen condiciones más similares de adquisición (salvando los efectos de la atmósfera). El análisis utilizando bandejas con hojas puede servir de puente de unión para comparar los resultados de la radiometría de campo y del análisis de hojas individuales (RIPPLE, 1986). Además, esta metodología es más cercana a lo que finalmente observa el

satélite, ya que se puede ver el efecto de la cobertura y de los cambios en la geometría.

METODOLOGÍA

Para obtener los espectros de laboratorio de diferentes contenidos de humedad en especies mediterráneas, se realizó un muestreo de terreno en el Parque Nacional de Cabañeros, que estamos utilizando como área de estudio para la calibración de modelos de FMC a partir de imágenes de satélite. Las especies recolectadas fueron tres tipos de arbustos: Jara, brezo y romero (*Cistus ladanifer*, *Erica australis* y *Rosmarinus officinalis*), dos de árboles: Quejigo y rebollo (*Quercus faginea* y *Quercus pyrenaica*) y pasto. Todas ellas son muy comunes en el ámbito mediterráneo.

Las hojas se almacenaron en un hielo hasta su traslado al laboratorio. Allí se colocaron las hojas de cada especie en bandejas negras, apiladas, con el haz mirando al radiómetro y cubriendo completamente el campo de visión de éste. Las mediciones de reflectividad se realizaron verticalmente (ángulo de observación 90°), tomando, antes de cada medida, la reflectividad de un blanco de referencia rigurosamente calibrado (*Spectralon Reflectance Target, Sample I.D.: SRT-99-050*). Después de la primera medición, las bandejas fueron pesadas e introducidas en un horno a 60° C para su

deseccación (temperaturas más elevadas provocan que se evaporen también las esencias). A la media hora, se extrajeron del horno, se pesaron y se midió de nuevo la reflectividad. El proceso se repitió hasta que el peso se mantenía constante, lo que implicaba que las hojas estaban completamente secas. El contenido de humedad de cada muestra analizada se determinó utilizando la siguiente expresión:

$$\text{FMC (\%)} = \left(\frac{P_f - P_s}{P_s} \right) * 100$$

Donde P_f es el peso fresco de la muestra (el medido en cada adquisición) y P_s es el peso seco (el obtenido al final del proceso). El resultado se expresa en tanto por ciento de peso seco.

En la mayor parte de los estudios reseñados, el contenido de humedad de la planta no se calcula en función del peso seco, sino del peso para un máximo contenido de humedad. Es el denominado contenido relativo de agua (RWC, Relative Water Content), que se define como:

$$\text{RWC (\%)} = \left(\frac{P_f - P_s}{P_{\text{sat}} - P_s} \right) * 100$$

Donde P_f es el peso fresco, P_s es el peso seco y P_{sat} es el peso saturado (con la máxima humedad posible). Hemos utilizado el FMC, en lugar del RWC, por dos razones. Por un lado, resulta una medida más ajustada a la aplicación última de este trabajo, ya que en la literatura relacionada con incendios se pretende estimar el contenido absoluto de agua, más que la relación con un máximo de acogida teórico (VIEGAS *et al.*, 1990; DESBOIS *et al.*, 1997). Por otro lado, la determinación del FMC es más operativa, ya que calcular el peso saturado implica, o bien sumergir las hojas en agua durante varias horas, escurrirlas y secar la superficie (CARTER, 1991), para evitar incluir el agua exterior, o mantener las hojas cubiertas durante 24 h con papel absorbente humedecido en un frigorífico (HUNT y ROCK, 1989) lo que resulta muy complicado cuando las muestras se toman regularmente y sobre áreas extensas.

Las medidas de reflectividad se realizaron con el espectroradiómetro GER2100, que realiza espectros continuos de 140 bandas en el rango de 0,4 a 2,5 μm (figura 1). La resolución espectral de este aparato es de 0,01 μm en el VIS e IRC (hasta 1 μm) y de 0,024 μm en el rango de 1 a 2,5 μm . Si bien el radiómetro resulta bastante preciso, se detectaron ruidos esporádicos en algunas bandas del infrarrojo medio,

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**



Fig. 1. Imagen del espectro-radiómetro utilizado en las mediciones de laboratorio

por lo que, siguiendo una práctica habitual en espectrometría, se aplicaron algunos filtros a las medidas originales: eliminación de valores negativos y superiores a 1, y cálculo de medianas móviles en intervalos de 5 valores.

Las medidas de reflectividad se recogen en ángulos verticales, fijando el espectroradiómetro en un trípode con un preciso sistema de nivelado.

RESULTADOS

Las figuras 2 a 7 muestran las curvas promedio de reflectividad para las especies muestreadas. Todas ellas se han obtenido a partir de tres medidas del radiómetro tras aplicar algunas rutinas para filtrar los valores anómalos y suavizar las curvas, como antes indicamos. Los valores de FMC no son los mismos en todas las especies, ya que la humedad de partida y el ritmo de desecación no es equivalente entre ellas. Como se comentó previamente, las medidas se realizaron en períodos regulares de secado (media hora a 60°), para todas las especies, pero la pérdida de agua es más intensa en unas que en otras. En cualquier caso, nos parece que queda de manifiesto la tendencia espectral de estas plantas al perder contenido de humedad.

Bases para estimar el contenido de humedad en plantas mediterráneas a partir de la teledetección

Tal y como concluimos de la revisión bibliográfica previa, la sensibilidad de las bandas visibles al cambio en el FMC es baja para todas las especies, si bien se observa un aumento de la reflectividad con la mayor desecación, especialmente cuando los valores de FMC son muy bajos. Este incremento parece más relacionado con el deterioro foliar producido por valores extremos de FMC con la consiguiente pérdida de los pigmentos fotosintéticos que con el contenido de agua propiamente dicho, pues apenas es perceptible el

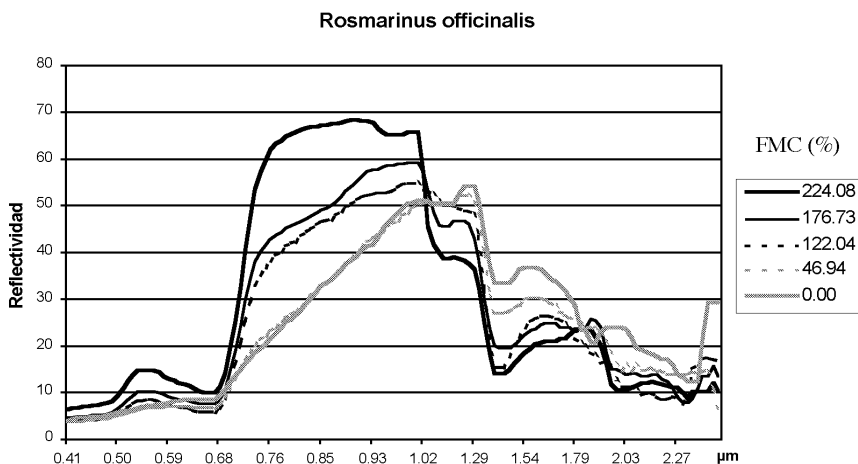


Fig. 2. Curvas de reflectividad a distintos contenidos de humedad para el Romero (*Rosmarinus officinalis*).

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

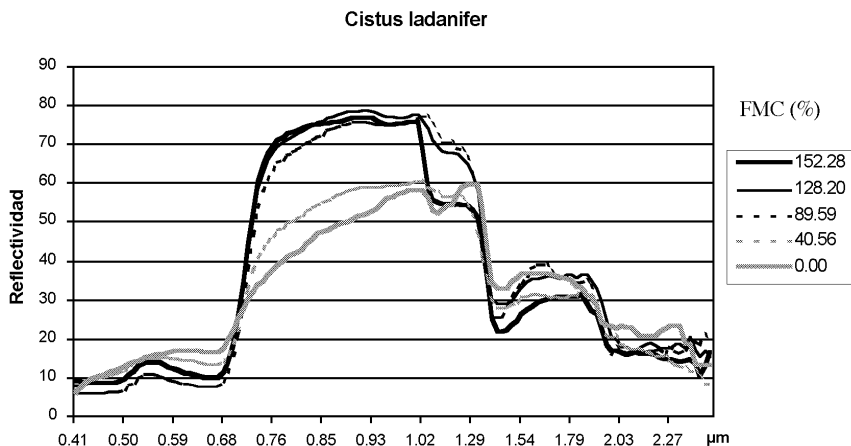


Fig. 3. Curvas de reflectividad a distintos contenidos de humedad para la jara (*Cistus ladanifer*).

cambio de reflectividad a pérdidas inferiores al 50 % de la humedad inicial. Incluso en algunas especies de matorral, como la jara y el romero, la reflectividad inicialmente disminuye, para aumentar a valores más extremos de FMC.

En cuanto al IRC el efecto del cambio en el contenido de humedad es muy diverso entre las especies analizadas. En algunos casos, como la jara, el romero y el brezo (aunque principalmente los dos primeros), la pérdida de reflectividad al disminuir el FMC es bastante notoria, con valores supe-

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

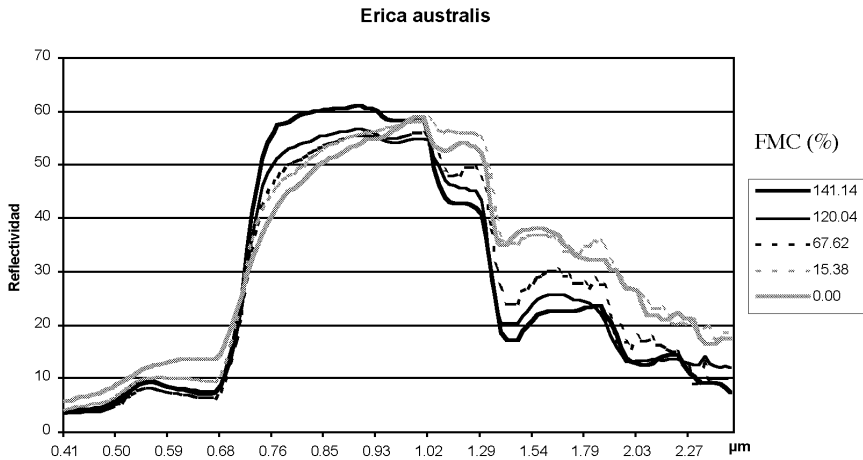


Fig. 4. Curvas de reflectividad a distintos contenidos de humedad para el brezo (*Erica australis*).

riores al 30% en algunas bandas para la jara y de hasta el 40% para el romero. De nuevo podemos apuntar como explicación de este deterioro la pérdida de vigor vegetal y del área foliar como consecuencia de la reducción de la humedad, de ahí que el efecto sea mayor en especies que tienden a curvarse y modificar de modo más drástico el porcentaje de cubierta verde (*R. officinalis* y *C. ladanifer*). El pasto ofrece una tendencia similar, aunque menos nítida, con reducciones del 10 al 15% de reflectividad. Sin embargo, cuando

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

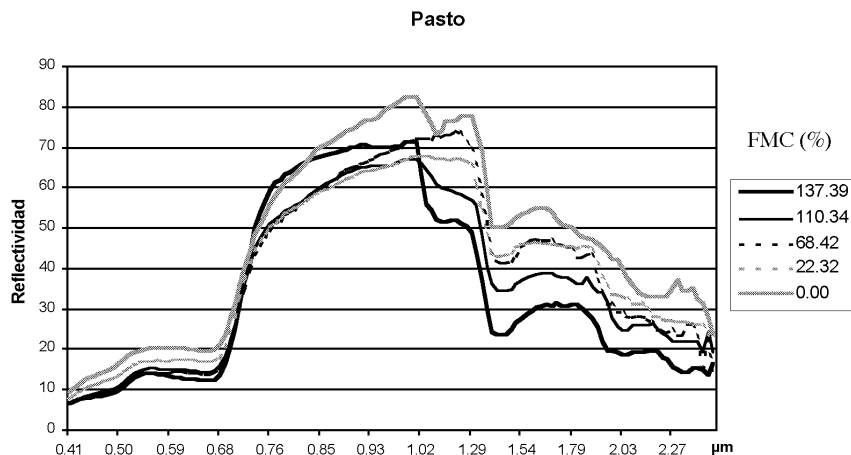


Fig. 5. Curvas de reflectividad a distintos contenidos de humedad para el pastizal.

está completamente seco ofrece valores de reflectividad en el IRC superiores incluso a su pleno vigor. Las dos especies de árboles muestreadas (*Q. faginea* y *Q. pyrenaica*) no ofrecen apenas cambios en la reflectividad.

Estas observaciones preliminares apoyan la idea de que la reflectividad en el IRC no está directamente relacionada con el contenido de agua de las plantas. La reflectividad del IRC estaría sólo asociada a los efectos producidos por el déficit de agua. Como ya se ha dicho antes, el agua como factor limitante origina mecanismos que reducen la transpiración,

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

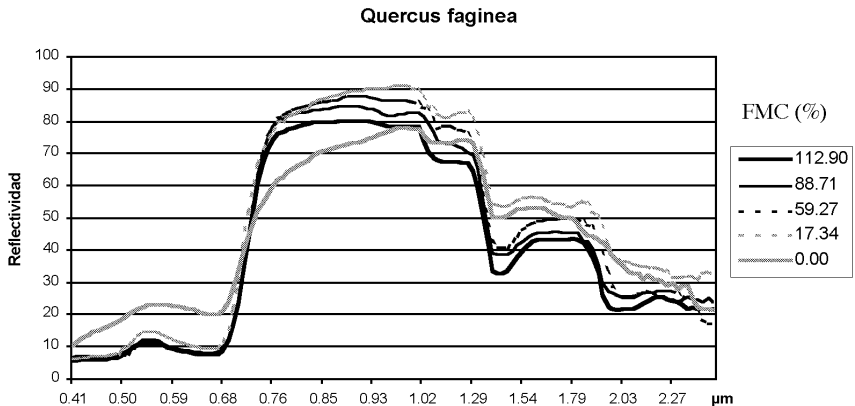


Fig. 6. Curvas de reflectividad a distintos contenidos de humedad para el quejigo (*Quercus faginea*).

disminuye la extensión foliar y cambian la morfología y la geometría. Éste parece ser el factor predominante que favorece la disminución de la reflectividad al disminuir el FMC. Que las especies de árboles muestreadas no sigan esta tendencia se puede deber a que empieza a pesar más el efecto del aumento de las reflexiones y refracciones múltiples que aumentan la reflectividad. El incremento de reflectividad en el pasto al secarse completamente puede ser debido a una mayor influencia del índice de refracción más alto de los materiales celulares secos que a cambios estructurales (el pasto no se curva tanto).

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

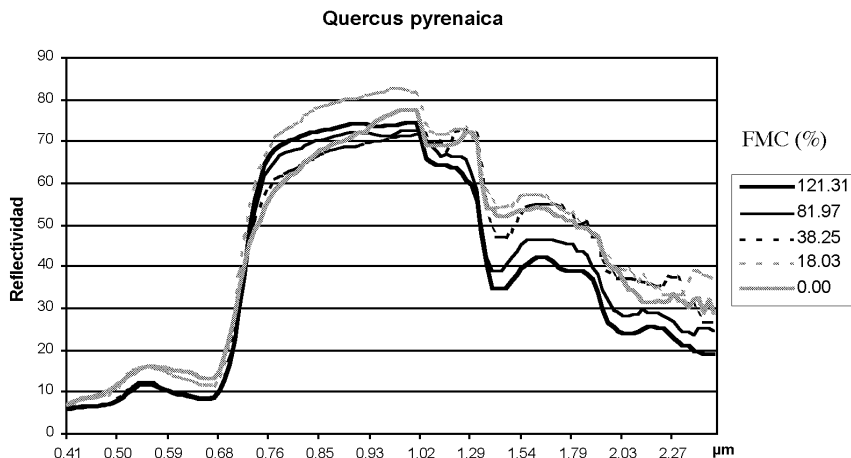


Fig. 7. Curvas de reflectividad a distintos contenidos de humedad para el rebollo (*Quercus pyrenaica*).

Tal y como se apuntaba en la revisión bibliográfica, sin duda el infrarrojo medio es la banda espectral más sensible a la variación en el contenido de humedad, ya que todas las especies muestreadas incrementan su reflectividad al secarse. De las especies analizadas, el pasto, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* y *E. australis* son las que muestran mayores cambios de reflectividad entre hojas secas y frescas. Las mayores diferencias aparecen en torno a dos de los picos de fuerte absorción del agua: 1,4 y 1,9 µm, en donde se observan incrementos de hasta el 20% de reflectividad al secarse

completamente las hojas. La curva de reflectividad se va haciendo más plana, eliminándose las regiones de absorción. Curiosamente las especies menos sensibles a los cambios en esta banda del espectro son *C. ladanifer*, y *R. officinalis*, que habían mostrado las principales diferencias en el IRC. *R. officinalis* sí manifiesta un claro incremento de la reflectividad en torno a 1,4 μm , pero apenas ofrece variación en longitudes más largas. Por su parte, *C. ladanifer* ofrece un perfil todavía más suavizado, con incrementos de reflectividad inferiores al 10%.

CONCLUSIONES

Se han presentado en este trabajo las firmas espectrales de varias especies mediterráneas con diferentes niveles de humedad. Estas curvas de reflectividad permiten apreciar tres aspectos que son útiles para un mejor entendimiento de los efectos del cambio de FMC en la reflectividad:

1. Las bandas VIS muestran una escasa sensibilidad a los cambios en el FMC, al menos en este tipo de experimentos, con hojas colocadas sobre una bandeja.
2. La reducción de la reflectividad en el IRC no está tanto ligada al contenido de humedad, como a los cambios en la morfología de las hojas que aquélla lleva consigo. Para algu-

nas, como *Q. faginea* o *Q. pyrenaica*, dicha reducción de la reflectividad es despreciable, pero para otras, como *C. ladanifer*, *E. australis* o *R. officinalis*, es bastante importante. Asimismo las variaciones en el área foliar y en la superficie reflectiva parecen ser más importantes que el contenido de agua *per se*.

3. El secado implica un incremento de la reflectividad en el IRM. Este efecto es claro en todas las especies, especialmente en torno a las bandas de máxima absorción del agua.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto Megafires (ENV-CT95-0256) del Programa de la Comisión Europea Medio Ambiente y Clima (DG-XII). También se obtuvo financiación de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (AGF96-2094-CE). Deseamos expresar nuestro agradecimiento a las autoridades del P.N. de Cabañeros por las facilidades otorgadas en la realización de nuestros ensayos de campo, así como a David Cocero, Montserrat Gómez, Pilar Martín y Javier Salas, que han contribuido a la campaña de mediciones en terreno.

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

REFERENCIAS

- ALONSO, M., A. CAMARASA, E. CHUVIECO, D. COCERO, I. KYUN, M. P. MARTÍN y F. J. SALAS (1996). Estimating temporal dynamics of fuel moisture content of Mediterranean species from NOAA-AVHRR data. *EARSEL Advances in Remote Sensing* **4**: 9-24.
- BOWMAN, W. D. (1989). The relationship between leaf water status, gas exchange, and spectral reflectance in cotton leaves. *Remote Sensing of Environment* **30**: 249-255.
- BURGAN, R. E. y R. A. HARTFORD (1993). *Monitoring Vegetation Greenness with Satellite Data*. Ogden, Utah, USDA Forest Service.
- BURGAN, R. E. y R. C. ROTHERMEL (1984). *BEHAVE: Fire Behavior Prediction and Fuel Modeling System. Fuel Subsystem*. Ogden, Utah, USDA Forest Service.
- CARTER, G. A. (1991). Primary and secondary effects of water content on the spectral reflectance of leaves. *American Journal of Botany* **78**: 916-924.
- (1994). Ratios of leaf reflectances in narrow wavebands as indicators of plant stress. *International Journal of Remote Sensing* **15**: 697-703.
- CIBULA, W. G., E. F. ZETKA y R. D.L. RICKMAN (1992). Response of Thematic Mapper bands to plant water stress. *International Journal Remote Sensing* **13**: 1869-80.
- COHEN, W. B. (1991a). Response of vegetation indices to changes in three measures of leaf water stress. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **57**: 195-202.

—(1991b). Temporal versus spatial variation in leaf reflectance under changing water stress conditions. *International Journal of Remote Sensing* **12**: 1865-1876.

CHLADIL, M. A. y M. NUNEZ (1995). Assessing grassland moisture and biomass in Tasmania. The application of remote sensing and empirical models for a cloudy environment. *International Journal of Wildland Fire* **5**: 165-171.

DESBOIS, N., M. DESHAYES y A. BEUDOIN (1997). Protocol for fuel moisture content measurements. *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires*. (E. Chuvieco, Ed. Alcalá de Henares, Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá: 61-72.

EVERITT, J. H. y P. R. NIXON (1986). Canopy Reflectance of two drought-stressed shrubs. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **52**: 1189-1192.

GATES, D. M. (1980). *Biophysical Ecology*. New York - Heidelberg - Berlin, Springer-Verlag.

GATES, D. M., H. J. KEEGAN, J. C. SCHLETER y V. R. WEIDNER (1965). Spectral properties of plants. *Applied Optics* **4**: 11-20.

HALE, M. y D. M. ORCUTT (1987). *The Physiology of Plants Under Stress*. New York, John Wiley & Sons.

HUNT, E. R. y B. N. ROCK (1989). Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* **30**: 43-54.

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

HUNT, E. R., B. N. ROCK y P. S. NOBEL (1987). Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment* **22**: 429-435.

ILLERA, P., A. FERNÁNDEZ y J. A. DELGADO (1996). Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger. *International Journal of Remote Sensing* **17**: 1093-1105.

JACKSON, R. D. (1986). Remote sensing of biotic and abiotic plant stress. *Annual Review of Phytopathology* **24**: 265-87.

JACKSON, R. D. y C. E. EZRA (1985). Spectral response of cotton to suddenly induced water stress. *International Journal Remote Sensing* **6**: 177-185.

KNIPLING, E. B. (1970). Physical and Physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment* **1**: 155-159.

LÓPEZ, S., F. GONZÁLEZ, R. LLOP y J. M. CUEVAS (1991). An evaluation of the utility of NOAA AVHRR images for monitoring forest fire risk in Spain. *International Journal of Remote Sensing* **12**: 1841-1851.

MORAN, M.S., T.R. CLARKE, Y. INOUE y A. VIDAL (1994). Estimating crop water deficit using the relation between surface-air temperature and spectral vegetation index. *Remote Sensing of Environment* **49**: 246-263.

PALTRIDGE, G. W. y J. BARBER (1988). Monitoring grassland dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment* **25**: 381-394.

PROSPER-LAGET, V., A. DOUGUÉDROIT y J. P. GUINOT (1995). Mapping the risk of forest fire occurrence using NOAA satellite information. *EARSeL Advances in Remote Sensing* **4**: 30-38.

RIPPLE, W. J. (1986). Spectral reflectance relationships to leaf water stress. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **52**: 1669-1675.

THOMAS, J. R., L. N. NAMKEN, G. F. OERTHER y R. G. BROWN (1971). Estimating leaf water content by reflectance measurements. *Agronomy Journal* **63**: 845-847.

TUCKER, C. J. (1980). Remote sensing of leaf water content in the near infrared. *Remote Sensing of Environment* **10**: 23-32.

VIDAL, A., F. PINGLO, H. DURAND, C. DEVAUX-ROS y A. MAILLET (1994). Evaluation of a temporal fire risk index in Mediterranean forest from NOAA thermal IR. *Remote Sensing of Environment* **49**: 296-303.

VIEGAS, D. X., T. P. VIEGAS y A. D. FERREIRA (1990). Characteristics of some forest fuels and their relation to the occurrence of fires. *International Conference of Forest Fire Research*. Coimbra: B.03: 1-13.

VOGELMANN, T. C., y L.O. BJÖRN (1984). Measurement of light gradients and spectral regime in plant tissue with a fiber optic probe. *Physiologia Plantarum* **60**: 361-368.

WESTMAN, W. E. y C. V. PRICE (1988). Spectral changes in conifers subjected to air pollution and water stress: experimental studies. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **26**: 11-20.

David Riaño, Patrick Vaughan, Emilio Chuvieco
**Bases para estimar el contenido de humedad en plantas
mediterráneas a partir de la teledetección**

* Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, - 28801 Alcalá de Henares.

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

**Algunas reflexiones sobre el declive del
camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*, L.
1758) en la Península Ibérica**

Índice

Portada

Créditos

Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común (<i>Chamaeleo chamaeleon</i>, L. 1758) en la Península Ibérica	5
Resumen	5
Summary	5
Résumé	6
Introducción	6
Resultados y discusión	8
Referencias	33

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

**Algunas reflexiones sobre el declive del
camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*, L.
1758) en la Península Ibérica**

M. Blasco *

J.L. Pérez-Botec *

J.M. Cabo **

RESUMEN

El Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* (L.), es una de las especies que más ha llamado la atención, tanto por sus características biológicas, como por las de su establecimiento en Europa. Ha sido considerada en peligro, teniendo en cuenta la distribución, las características del hábitat y la relación con el medio humano. El presente trabajo estudia la situación actual del Camaleón común y llega a la conclusión de que este reptil, no está especialmente amenazado en la Península Ibérica.

SUMMARY

The Common Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* (L.), is a reptile specially observed, for its biological characteristics and its distribution

in Europe. It has been considered in danger, keeping in mind those distribution, and the characteristics of the natural and human habitat. The present paper studies the current situación of the Common Chameleon and conclude that this reptile is not specially threatened in the Iberian Peninsula.

RÉSUMÉ

Le Caméléon commune, *Chamaeleo chamaeleon* (L.), est une spèce de reptile très remarqué par ses caractéristiques biologiques et sa distribution dans l'Europe. Il est considéré en risque d'extinction, d'après la distribution, les caractéristiques de son habitat naturel et le milieu humaine. Le présent travail étudie la situation actuelle du Caméléon commune et conclure que le reptile n'était spécialement menacé dans la Péninsule Iberique.

P. Clave: Camaleón, Chamaeleonidae, Extinción, Conservación.

INTRODUCCION

En los últimos años, mucho se ha escrito y debatido sobre las causas de la disminución poblacional del Camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon* L. 1758) en la Península Ibérica, considerando algunos autores que dicha disminución se debe a la acción humana (BLASCO, 1978; MACHADO, 1989; CUADRADO Y RODRÍGUEZ, 1990; LÓPEZ-REDONDO y LÓPEZ-RODRÍGUEZ, 1992; LIZANA, 1993). La interpretación se torna confusa, por cuanto algu-

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

nas citas, aseveran que las poblaciones se mantienen (ANÓNIMO, 1991) y otras, pronostican la extinción (ANÓNIMO, 1999), llegando incluso a considerar la insuficiencia de datos, la causa de tales confusiones (BLANCO y GONZÁLEZ, 1992). En la mayoría de los casos, la especie ha sido tratada de forma parcial, sin tener en cuenta sus posibles orígenes ni las características biológicas del grupo familiar, por lo que las supuestas causas sobre la posible extinción del Camaleón común y su conservación se han visto mediatizadas por la escasez de datos simultáneamente discutidos. La presente nota es una aportación al debate sobre la situación del Camaleón común en la Península Ibérica, teniendo en cuenta la totalidad de los conocimientos que en la actualidad se tienen de esta especie.

El análisis aquí reseñado, se basa en el estudio y la observación del Camaleón común durante 20 años, habiéndose recopilado la bibliografía sobre las poblaciones residentes en la Península Ibérica, así como en otras zonas de su posible área de distribución. Los resultados obtenidos con las investigaciones propias, junto a los resultados de otros autores, permiten considerar las supuestas causas del probable declive de la especie sin que, por ello, se deba pensar que

el debate está cerrado. El desenlace de tal estudio recopilativo se expone a continuación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Camaleón común no es precisamente un reptil históricamente desconocido. Sus peculiares características ya fueron descritas por ARISTÓTELES (384-322 a.C.), a quien le llamaron la atención los cambios de color y la invernación. El Antiguo Testamento acusa al *Tincheneth* de animal inmundo (Lv., 11, 30, REINA, 1569). SÉNECA (62), también se fijó en los cambios cromáticos y PLINIO (64) hizo ver que los camaleones se alimentan del aire, lo cual le sirvió mucho más tarde a RIPA (1593) para simbolizarlo como atributo de este elemento puro. ELIANO (215), al igual que SAN ISIDORO (635) y los bestiarios medievales (MALAXECHEVARRÍA, 1986; MARIÑO, 1996), destacan también los cambios cromáticos y la lentitud de sus movimientos, lo que le sirve para simbolizar la Prudencia, aunque ALCIATO (1531), por cambiar de color, según las circunstancias, lo acusa de adulador bajo el influjo del cambiante Mercurio. Nombra a la constelación austral entre el Cisne y la Mosca, con 20 estrellas que forma un trapecio (DURERO, 1515). También los hispano musulmanes citan al Camaleón ibérico y así DURAYHIM (cit. RUIZ, 1980) y ALJATIB (cit. MOLINA, 1980), describen las

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

peculiaridades de estos animales de Al-Andalus. Por supuesto que tras la Ilustración, taxónomos y anatomistas, describen repetidamente las características biológicas y geográficas del Camaleón común (LINNÉ, 1758; CUVIER, 1817; DUMERIL et BIBRON, 1835), hasta llegar a las clásicas recopilaciones museísticas y bibliográficas de BOULENGER (1887), GADOW (1909) y SCHREIBER (1912). Por otra parte, la costumbre de retener camaleones en habitaciones humanas, también viene de antiguo y así, SÉNECA (62), cita la presencia de este animal en las casas patricias, lo mismo que SAN ISIDORO (635), en Andalucía y COVARRUBIAS (1615), en Valencia.

El Camaleón común se desarrolla en la Península Ibérica de una manera disyunta, principalmente en las provincias de Cádiz y Málaga (y en parte en Granada), donde el origen de las poblaciones debe situarse desde antiguo (SÉNECA, 62; PLINIO, 64; SAN ISIDORO, 635; ALJATIB, s. XII; COVARRUBIAS, 1612; GARCÍA de la LEÑA, 1789; MARTÍNEZ-MONTES, 1852; MACHADO, 1859; BOSCÁ, 1877). La especie se distribuye igualmente por las provincias de Huelva en España y Faro en Portugal (THEMIDO, 1945; CRESPO, 1972; BLASCO et al., 1979; CUADRADO y RODRÍGUEZ, 1990), así como en otros puntos aislados del sur de Iberia,

núcleos cuyos orígenes están claramente definidos en el presente siglo (BLASCO et al., 1979; PLEGUEZUELOS et al., 1999). Recientemente están apareciendo minúsculos focos poblacionales; si bien su origen no está claro, todo parece señalar a introducciones muy modernas, dentro de los últimos 25 años (BLASCO y GONZÁLEZ, 1998; GONCÉ y RUIZ, 1999). Posiblemente en el futuro se pueda asistir a la presencia de otros núcleos como consecuencia de la suelta fortuita de ejemplares en jardines privados, fenómeno que se ha dado en localidades tan dispares como Jerez de la Frontera, Almería, Sevilla, Cádiz, Tarragona, Barcelona, Mallorca, Santander, Puertollano, Algeciras, Fuengirola, Beja y Lisboa (obs. pers.). Estos animales, proceden de las provincias de Faro (Portugal), Huelva, Cádiz y Málaga (España) y han sido transportados por personas que se han llevado individuos hasta dichas ciudades. En la mayoría de los casos, se desconoce el estado de las poblaciones, pero en algunas localidades, se están reproduciendo con cierta efectividad, lo que no significa un aumento del área de distribución, al menos por el momento. Este comportamiento únicamente refleja el interés que el Camaleón común despierta en los colectivos humanos, habiendo sido el reptil ibérico secularmente más capturado como mascota, junto con las tortugas terrestres.

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

Una vez situada la especie en la Península Ibérica, cabe plantearse el origen de la misma. Parece estar claro que dicho origen se localiza en el Norte de Africa, ya que las semejanzas morfológicas de las poblaciones a uno y otro lado del Estrecho de Gibraltar, no dejan lugar a dudas sobre este origen (BONS, 1960; BLASCO et al., 1985a; HOFFMANN et al., 1991; BLASCO, 1997b). Otro tema diferente es fijar el momento de la introducción. Para unos autores, el Camaleón común de la Península Ibérica es el resultado de las muchas migraciones Norte-Sur/Sur-Norte que se produjeron durante el Mioceno, de la misma manera que las observadas para algunos Anfibios, Emídidos, Gecónidos, Lacértidos, Escíncidos, Anfisbénidos, Colúbridos, Vipéridos y otros (ÁLVAREZ-LÓPEZ, 1934; BONS, 1967 y 1973; HSU et al., 1997; RIVERA y BARRIO, 1997; GOMES, 1997). Para otros, el Camaleón común es una especie introducida en tiempos históricos por el hombre, por lo que no debe tener más allá de 2000 o 2500 años (GADOW, 1909; BUSACK, 1977; BLASCO y ROMERO, 1985; HOFFMANN et al., 1991; SAINT GIRONS, 1992; RIVERA y ARRIBAS, 1993; BONS et GENIEZ, 1996).

Este fenómeno no es trivial. Si se demuestra que el Camaleón es un migrador natural, procedente del Mogreb,

las poblaciones actuales son restos de las que deberían haberse distribuido por el macizo bético-rifeño, estando la especie verdaderamente amenazada, traduciéndose el aislamiento interpoblacional, en diferencias morfogenéticas. Si por el contrario, el Camaleón común ha sido introducido accidentalmente, en tiempos históricos, las poblaciones actuales están en expansión y no en contracción, como lo prueban las numerosas introducciones fortuitas realizadas con éxito en el presente siglo. Ahora, las diferencias, si existen, deben ser imperceptibles. Ello tiene una enorme importancia en Biología de la Conservación, manifestándose el Camaleón común como un paradigma, digno de ser tenido en cuenta.

En el primer caso, una sola cita, referida a la población de Málaga (TALAVERA y SANCHÍZ, 1985) favorece tal aserto, si bien, los resultados son fragmentarios, no contrastados y sin continuación, de donde se deduce la importancia de insistir sobre el estudio paleontológico de esta especie, ya que una clara y fehaciente prueba en este sentido aclararía definitivamente su origen para la Península Ibérica. De todas maneras y caso de corroborarse esta datación, les daría un mínimo de antigüedad de 10000 a 12000 años, lo que tampoco prueba que sea una especie migradora, pues desde el

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

Holoceno a la última comunicación Iberia-Mogreb, pasaron más de 500.000 años (LÓPEZ-MARTÍNEZ, 1989).

En el otro extremo, se sitúa la sospecha de la introducción accidental. A favor de esta hipótesis no sólo se cuenta con las enormes semejanzas morfológicas de los camaleones norteafricanos e ibéricos, sino que otras muchas circunstancias permiten mantener por el momento dicha situación (BLASCO *et al.*, 1985b). En efecto, la hibridación interpoblacional se ha realizado en ocasiones, con híbridos fértiles y sin diferencia alguna con sus parentales (BLASCO *et al.*, 1985c; HURLÉ *et al.*, 1987). El desarrollo embrionario, la incubación, las manifestaciones cromáticas y genéticas, la alimentación, los comportamientos territoriales y otros fenómenos, son aparentemente idénticos (ROMERO, 1985; BLASCO *et al.*, 1985c; HURLÉ *et al.*, 1987; HOFFMAN *et al.*, 1991). Sólo existe una diferencia y esta precisamente aboga por la posibilidad de su introducción humana, el medio en que se desarrolla el Camaleón común, que difiere a una y otra orilla del Estrecho de Gibraltar (BLASCO y ROMERO, 1985).

Así pues, por el momento y dada la disyunción en que se han desarrollado las poblaciones de esta especie en la Península Ibérica, preferimos seguir creyendo en la intro-

ducción artificial. Sin embargo, un aspecto debe tenerse en cuenta, caso de que la introducción haya sido accidental. Se trata de las posibles consecuencias para las especies autóctonas, siempre a considerar en todo incidente introductorio (BERTOLERO *et al.*, 1995).

El Camaleón común es un reptil insectívoro obligado que encuentra su aporte alimentario en zonas muy nitrófilas, por lo que se ha visto favorecido por la actividad humana y de ahí que sea fácil su localización, cerca de urbanizaciones y otras construcciones (BLASCO, 1979; BLASCO *et al.*, 1985a; CUADRADO y RODRÍGUEZ, 1990; DUARTE e CRESPO, 1991; BLASCO *et al.*, 1993). Su mimetismo con el medio y sus movimientos lentos, lo hacen pasar desapercibido en la mayoría de las ocasiones. Por el momento y hasta donde se sabe, los Camaleónidos no son transmisores de patogenias conocidas, ni para el hombre ni para otros animales. Así pues, desde el punto de vista trófico y patogénico, debe considerarse una especie inocua y desde la visión antrópica, útil.

Por otra parte, el Camaleón común es el único reptil europeo netamente arborícola, si se exceptúa la presencia de una pequeña población del Peloponeso (DIMITROPOULOS, 1987; BÖHME, 1989) y atribuida recientemente a

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

Chamaeleo africanus (BÖHME *et al.*, 1998). Está bien adaptado al movimiento entre ramas, y que sólo desciende del estrato arbóreo o arbustivo, en la época reproductora, bien los machos en busca de hembras receptoras, bien hembras para la construcción de los nidos de puesta, siendo en ese momento más visibles y por tanto vulnerables (MACHADO, 1989; LÓPEZ-REDONDO y LÓPEZ-RODRÍGUEZ, 1992; MÁRQUEZ, 1993). Dado ese carácter de arborícola obligado, el Camaleón común no puede ser definido como un competidor para otros reptiles, posiblemente ni tan siquiera para otros vertebrados.

Por todo ello y teniendo en cuenta los condicionantes tróficos y de competencia, el Camaleón común, aún suponiéndola una especie históricamente alóctona, debe ser favorecida y considerada de importancia capital en el conjunto herpetológico ibérico, ocupando un nicho único dentro de los reptiles. El hecho de que resida en la Península Ibérica como mínimo desde hace unos 2.000 años y sin afectar negativamente a otras especies de reptiles, aporta riqueza faunística y diversidad a la comunidad de reptiles mediterráneos de la Península Ibérica.

Habiéndose fijado la situación zoogeográfica del Camaleón común, cabe preguntarse ya, si se encuentra en declive o ello es más una sospecha catastrofista.

Una especie puede hallarse en peligro de disminución poblacional irreversible por causas endógenas o por causas extrínsecas. Dentro de las primeras se cuentan la estenoicidad alimentaria, la duración de la vida prerreproductora, la escasez de la descendencia y el agotamiento genético por endogamia (MCFARFLAND *et al.*, 1979; DOBZHANSKY *et al.*, 1980). Entre las causas extrínsecas más importantes deben reseñarse la destrucción del hábitat, la competencia faunística, la captura dirigida y la mortalidad accidental masiva (SPELLERBER, 1975; HENLE, 1994; LIZANA y BARBADILLO, 1997; ROSA y CRESPO, 1997).

Si se aplican las causas endógenas a la situación específica del Camaleón común, ninguna puede considerarse directamente implicada en el supuesto declive. La alimentación es insectívora y los insectos abundan especialmente en las zonas donde se desarrolla la especie, de ahí su carácter de útil, desde el punto de vista antrópico. Por su parte, la duración de la vida es corta, mucho más que la de la mayoría de reptiles, con una vida prerreproductora no mayor de dos años (BLASCO *et al.*, 1985c). Con un tamaño de puesta ver-

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

daderamente alto, entre 12 y 36 huevos por hembra, igualmente se sitúa por encima de la mayoría de saurios ibéricos (BONS & BONS, 1960; BLASCO *et al.*, 1985c; FERNÁNDEZ-RUIZ, 1989). Sólo un factor negativo puede tenerse en cuenta, la larga fase embrionaria, que necesita no menos de 8-9 meses para su consecución (BONS & BONS, 1960; BLASCO *et al.*, 1985c; HURLE *et al.*, 1987).

Con todo ello, el Camaleón común, al menos el que reside en la Península Ibérica, no se encuentra precisamente en fase de agotamiento, (siempre si se considera su carácter de introducido). Así debe ser definido, si se desean valorar las causas de un posible declive poblacional.

Pero las causas extrínsecas, no pueden ser calificadas de la misma manera. Se puede decir que todas ellas, incluso complementándose accidentalmente, han actuado de una manera u otra sobre la especie, aunque no necesariamente han sido causa de disminuciones poblacionales. Ello obliga a un análisis más exhaustivo de las mismas, lo que se expone a continuación.

A). Destrucción del hábitat. Las características ambientales en que se desarrolla la especie en la Península Ibérica, son bien conocidas (BLASCO, 1985; BLASCO y ROMERO, 1985; BLASCO *et al.*, 1985a) y no debe insistirse aquí sobre

ello. Únicamente señalar que el Camaleón común, necesita no sólo masa arbórea, sino también y con mayor profusión, matorral y arbustos que permitan los fáciles desplazamientos verticales con cierta seguridad.

En la provincia de Málaga, el Camaleón común, ha visto destruido su hábitat exclusivamente en la franja costera, como consecuencia de la construcción masiva de urbanizaciones y edificios relacionados. Por el interior y hasta una altitud de 900 metros, el Camaleón se desarrolla perfectamente, sin variaciones aparentes en los últimos 25 años (BLASCO 1979; BLASCO *et al.*, 1993). Incluso en algunas áreas la especie ha visto aumentar sus posibilidades, ya que se ha sustituido el cultivo de caña de azúcar (cuya recolección obligaba a la utilización del fuego) por frutales subtropicales, aumentando no solo la cobertura vegetal sino también el caudal trófico. En otras zonas de Andalucía Oriental, el Camaleón ha invadido nuevos hábitats o han aparecido nuevos focos poblacionales (BLASCO y GONZÁLEZ, 1997; HÓDAR *et al.*, 2000).

En la provincia de Cádiz, la situación es más grave y la destrucción del hábitat es un hecho en constante aumento (BLASCO, 1978; BLASCO, 1997a; BLASCO *et al.*, 1993). Sólo la situación se palia en parte por la presencia cada vez

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

mayor de huertas y cultivos de flores bajo plástico por la zona occidental de la provincia. En el resto, la desaparición del hábitat es un hecho incontestable, concentrándose los individuos en pequeñas zonas donde se mantiene la masa arbórea y arbustiva. En este momento no debe olvidarse la importancia de las áreas militarizadas, donde en algunos casos, el hábitat se mantiene prácticamente intacto.

En la provincia de Huelva, la situación es algo semejante a la de Cádiz (BLASCO et al., 1979). La sustitución de los bosques de pinos y masas arbustivas y matorral, por construcciones turísticas y áreas de paseo, han destruido gran parte del hábitat (CUADRADO y RODRÍGUEZ, 1990; BLASCO et al., 1993; BLASCO 1997a), siendo la discontinuidad, la imagen actual más observable. En esta provincia se han observado algunos aumentos poblacionales, pero la imagen general es la concentración de individuos en las áreas donde se conserva el matorral y la masa arbustiva, constatándose que la masa arbórea no es absolutamente necesaria para el desarrollo de la especie. También se han observado algunas introducciones por zonas de frutales e invernaderos (Blasco, 1997a).

Finalmente en el Algarve (Portugal), la situación es igualmente semejante a Huelva, pero la presencia de varias

zonas declaradas como reservas para el Camaleón común en Monte Gordo y Ría Formosa, definen pequeños núcleos donde el hábitat se mantiene intacto. Incluso la especie se está extendiendo por las zonas de frutales y huertas, por lo que la destrucción del hábitat se palia en parte por el desarrollo de otras masas vegetales. (DUARTE e CRESPO, 1992; PINTO *et al.*, 1997; BLASCO y GONZÁLEZ, 1997).

Si se compara mediante el análisis de fotogramas aéreos, la situación del hábitat en 1956 con la observada en 1996 (BLASCO *et al.*, 1996), se llega a la conclusión que se han perdido 30.256 hectáreas útiles para la especie, aunque la situación no es la misma para cada provincia ya que las fluctuaciones parciales, han permitido la reestabilización del Camaleón (zonas de frutales e invernaderos en Málaga y en Huelva; huertas y floricultura en Cádiz; reservas y frutales en Portugal).

B). Fragmentación del hábitat. Es una de las causas consideradas de cierta importancia en la desaparición de taxones (SUMMER, 1997; SARRE *et al.*, 1997; CLOBERT *et al.*, 1997; LIZANA y BARBADILLO, 1997; RIVERA, 1998). Siendo el Camaleón común una especie sedentaria, que se mueve poco en su medio y que necesita un espacio vital relativamente pequeño, la fragmentación no parece ser una

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

causa decisiva de la supuesta disminución poblacional. Por otra parte, en casi todas las zonas (salvo en algunas áreas de la franja costera de la provincia de Málaga) se observan corredores, definidos por jardines, huertas o árboles. Por ello solo en áreas intensamente utilizadas por el turismo, puede considerarse la fragmentación del hábitat un relativo factor limitante, lo que no es ni mucho menos, general.

C). Competencia faunística. Ya se ha citado que el Camaleón común en la Península Ibérica se ve favorecido indirectamente por la actividad humana. Sin embargo, la presencia de animales acompañantes del hombre, así como otras especies que encuentran ventajas en esta actividad humana, definen factores limitantes para el desarrollo del Camaleón común.

En la provincia de Málaga, la fauna acompañante no parece ser una causa importante a tener en cuenta, ya que el Camaleón común, se mueve por cultivos abiertos y frutales, bien protegidos y relativamente alejados de núcleos urbanos. Pero en las provincias de Cádiz y Huelva, la presencia de perros y gatos deben tener su importancia durante la estación errática (principalmente en verano). De todas maneras, la posibilidad de que un carnívoro doméstico pueda encontrar un camaleón es relativamente remota. Más

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

importancia tienen las ratas, cuyas poblaciones van en aumento por la cantidad de vertidos que aparecen en estas zonas turísticas, debiendo tener más influencia que los perros y gatos durante la época reproductora.

Sin embargo, el aumento exponencial de rabilargos (*Cyanopica cyanus* Pall.) y urracas (*Pica pica* L.) en la franja costera de Andalucía, sí pueden definir un fuerte factor limitante, ya que ocupan el mismo hábitat que los camaleones, incluyendo el matorral. Ha sido observado varias veces en la provincia de Huelva la depredación de camaleones por estos córvidos (BLASCO *et al.*, 1993; BLASCO *et al.*, 1996). Esta gran competencia faunística, debe tener su importancia en la demografía de estos reptiles. Por ello, debería valorarse el posible incremento poblacional de rabilargos y urracas y la supuesta disminución de camaleones en las franjas costeras de Cádiz, Huelva y Granada.

D). Captura dirigida. Antaño relativamente importante (BLASCO, 1978), desde las restricciones legales de 1982 y siguientes (BOE, 1981 y 1987; CEE, 1982; VIADER, 1997), las capturas intencionadas han disminuido sensiblemente. El comportamiento tranquilo del Camaleón común, las características morfológicas (espectacular uso de la lengua, movimiento ocular), etológicas (display cromático, vida arboríco-

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

la), y alimentarias (facilidad de mantenimiento), han atraído tradicionalmente a numerosos aficionados, habiendo sido frecuente observar a niños (y algunos mayores) con camaleones como mascotas. No es una afición nueva y ya se ha citado que Séneca apunta la tendencia de los patricios por mantener camaleones en sus jardines, lo que vuelve a señalar, SAN ISIDORO (635) y COVARRUBIAS (1615). BOSCA (1877), apostilla que el Camaleón está "escaseando de día en día por lo mucho que se le persigue y lo fácilmente que se le coge". Actualmente, estos comportamientos ya no son visibles, en parte porque las campañas de mentalización han tenido su resultado, en parte, porque es más fácil conseguir Camaleónidos de forma legal, mediante sectores empresariales especializados, que expenden el producto a partir de cepas cultivadas procedentes de Africa y otras regiones (TUZET et BOURGAT, 1973; GUNDY and WURST, 1976; PERRY and DUNKER, 1980; SCHWENK, 1984; SLABY, 1984; TOXOPEUS *et al.*, 1988; BELL, 1989 y 1990; ABU-GHALIUM, 1990; HOFFMANN *et al.*, 1991; ZAHER *et al.*, 1995; BENNIS *et al.*, 1996; VELASCO y DELGADO, 1996; EL HASSANI *et al.*, 1997; KOSUCH *et al.*, 1999).

Dentro de este contexto se ha señalado que la captura de individuos con destino a la investigación científica y las

colecciones museísticas han tenido su importancia en el declive de la especie (SCV, 1996a; ANÓNIMO, 1999), aunque otros autores son claramente escépticos (LIZANA y BARBADILLO, 1997; ROSA y CRESPO, 1997). Una visión objetiva y basada en las publicaciones al respecto, rechazan de forma absoluta la influencia de la investigación en el descenso de estas poblaciones. La Ciencia ha utilizado a la familia de los Camaleónidos como un grupo patrón, precisamente por sus características morfológicas, anatómicas, comportamentales y filogenéticas. No es necesario insistir aquí sobre ello, pero la situación geográfica de las especies del grupo, sus relaciones con otras familias y las citadas características han explicado dicha utilización, la cual ha tenido como principal aplicación, el conocimiento cada vez más profundo de estas especies y en lo que respecta a la que reside en la Península Ibérica, se ha esclarecido un mucho de su biología, que de otra manera no se podía haber realizado. Por lo demás, la mayoría de aportaciones proceden de trabajos realizados sobre las poblaciones norteafricanas y Próximo Oriente (MATTHEY and VAN BRINK, 1956; KLAVER und BÖHME, 1987; HURLÉ *et al.*, 1987; MOHAMMED, 1988; BENNIS *et al.*, 1989, 1990 y 1991; HOFFMANN *et al.*, 1991; MUTUNGI, 1992; WABBS *et al.*, 1992; RIEP-

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

PEL, 1993; ZAHER *et al.*, 1995 y 1996; GIOANNI *et al.*, 1997).

Si se citan las publicaciones científicas que han tenido como núcleo de estudio al Camaleón común de Iberia, se demuestra la pequeña cantidad de animales sacrificados para estos menesteres, desde hace 100 años. En efecto, los trabajos científicos de diferentes autores desde RAMÓN Y CAJAL (1909), hasta el presente no llegan a los 120 individuos, habiéndose reutilizado los mismos durante la elaboración de distintos trabajos, con 25 individuos (ARMENGOL *et al.*, 1978; GENIS *et al.*, 1978; AMBROSIANI *et al.*, 1979a y b), 77 camaleones (BLASCO, 1978; BLASCO *et al.*, 1992; RUIZ de la CONCHA y BLASCO, 1998), 10 individuos (QUESADA y GENIS, 1981; ARMENGOL *et al.*, 1981; ARMENGOL *et al.*, 1988), incluso con menos muestras, entre 1 espécimen (HILLER and DIETERICH, 1986; HOFFMANN *et al.*, 1991) y 4 (QUESADA *et al.*, 1996; PRADA *et al.*, 1999).

Por su parte, las colecciones museísticas han tenido similar importancia. Sin poder conocer lógicamente las capturas en este sentido de manera ilegal, las colecciones más importantes se encuentran en el Museo Nacional de Ciencias Naturales (28, González, com. pers.), Estación Biológica de Doñana (129, CABOT, 1992) y el Departamento de Biología

Animal de la Universidad de Extremadura (154), en este último caso, los restos procedentes de trabajos científicos previos y recogidos atropellados, en carreteras. De la misma manera, otras colecciones parecen haberse formado a partir de animales encontrados muertos por causas naturales o accidentales (SCV, 1996).

Así pues, sumando estas capturas (realizadas, con permisos oficiales), y considerando que la detracción ilegal (y desconocida), para estas funciones pudieran sumar otro tanto, se llega a la conclusión, de que no más de 600 camaleones en 100 años, han sido sacrificados para la ciencia (y preservados para su continuo estudio), lo que equivale a un máximo de 6 individuos/año. Probablemente sea la especie menos sacrificada para usos científicos, de todas las que integran el listado herpetológico ibérico. Por todo ello, la hipótesis de que la investigación científica y las colecciones de museos hayan influido en el declive de la especie en la Península Ibérica puede ser rechazada totalmente, por su inconsistencia, según los datos que se aportan. Actualmente y que se sepa, no se realizan sacrificios en los estudios en curso, ya que los métodos utilizados no necesitan la eliminación física de especímenes y en muchos casos, los animales proceden de cultivos o de colecciones preservadas (KOSUCH *et al.*,

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

1999), continuándose con la reutilización de dichas muestras.

E). Mortalidad accidental masiva. Ya se ha citado repetidamente las características de las áreas donde se desarrolla el Camaleón común en la Península Ibérica: concentraciones turísticas, zona de frutales, olivar, almendral, huertas, etc. De aquellas, se derivan dos factores limitantes de gran importancia para la supervivencia de la especie: por una parte, la presencia de carreteras, por otra las fumigaciones con pesticidas.

La mortalidad de vertebrados en carreteras se ha tomado con preocupación en los últimos años (ANÓNIMO, 1991 y 1996; LÓPEZ-REDONDO y LÓPEZ-FERNÁNDEZ, 1992; LIZANA, 1993; SCV, 1996 a y b; LIZANA y BARBADILLO, 1997; BOARMAN & SAZAK, 1997; HAJI JAAFAR, 1997; PINTO, 1998). Para el caso del Camaleón común, la mayor mortalidad se sitúa en las provincias de Cádiz y Huelva, donde el aumento del tráfico rodado en verano es alto, coincidiendo con los movimientos erráticos de los camaleones (BLASCO et al., 1996; BLASCO, 1997a). Sin embargo, para valorar este factor, debe tenerse en cuenta el comportamiento de la especie. El Camaleón común, especie arborícola obligada, no se siente cómoda en campos abiertos, y

menos aún se desplaza por áreas demasiado descubiertas. Por ello, pensamos que los individuos atropellados, deben ser aquellos que se ven forzados a abandonar el substrato arbustivo o arbóreo, bien como consecuencia de la competencia con otros individuos, bien huyendo de posibles depredadores, por lo que los camaleones que mueren por el tráfico, no deben totalizar una cifra demasiado alta en términos relativos, respecto de la población madre.

Si se tienen en cuenta estos fenómenos y se citan cifras de 535 decesos (SCV, 1996a), está claro que el Camaleón común no es una especie en peligro por esta causa, pues la población matriz, debe contar teóricamente con un gran número de efectivos, para que el montante citado se aventure por zonas abiertas. De todas maneras, es muy difícil conseguir, que en carreteras de tráfico intenso en verano, se eliminen totalmente estas causas de mortalidad. Si es materialmente imposible evitar los accidentes de automóvil en estas zonas, mucho más lo sería que no hubieran animales muertos por atropellos.

Para la provincia de Huelva, el número más alto de decesos en carretera, observado por nosotros, no ha superado la cifra de 28 animales durante 65 días de verano en 1991. Esta cifra se ha mantenido en los años siguientes, contabilizán-

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

dose 16 individuos durante el mes de agosto de 1997. Ello debería valorarse en su justos términos, ya que pueden ser decrementos perfectamente soportables por la especie, lo cual se desconoce.

Finalmente, los pesticidas suponen una causa de disminución poblacional mucho más importante que la anterior, por cuanto las posibles mortandades, se realizan masivamente y no de forma individual (BISHOP, 1992; LAMBERT, 1992 y 1997). Los pesticidas han sido y son muy utilizados en las áreas donde reside el Camaleón común, con el objeto de disminuir las poblaciones de dípteros hematófagos, muy abundantes en las zonas marismeñas de Cádiz y Huelva, o con vistas a la lucha antiplagas. Los pesticidas son vertidos bien a pie de tierra, bien mediante tractores o avionetas, causando muertes de forma directa, por asfixia, o por intoxicación alimentaria, al consumir los insectos impregnados de pesticidas. La mortalidad debe ser muy alta y posiblemente supera en mucho la ocasionada por atropellos, aunque por ser relativamente invisible y efectuarse en zonas cerradas o privadas, no es tan espectacular ni por el momento se han citado evaluaciones cuantitativas. En un futuro próximo, deberían tenerse en cuenta si se desea llevar a cabo una buena política conservacionista de la especie.

Estas son las posibles causas del supuesto declive del Camaleón común en la Península Ibérica. Como puede observarse, un cierto número de ellas, no parecen haber tenido ni tienen importancia decisiva en este declive. Solo tres de ellas, parecen ser importantes: la destrucción del hábitat, la competencia faunística y la utilización de pesticidas. La primera debe ser la más importante por cuanto la disminución de ejemplares es constante y proporcional al aumento de construcciones y urbanizaciones que presionan exponencialmente sobre las poblaciones, con destrucción de matorrales y arbustos. Así pues, la puesta a punto de reservas para la especie es una absoluta necesidad para los núcleos poblaciones que residen en la provincia de Cádiz, lo cual debería materializarse antes de que se terminen de arrasar las últimas manchas de vegetación. Por el momento, consideramos que no es necesaria una reserva en Málaga, dada la situación del Camaleón en esta provincia, siendo quizás discutible, quizás aconsejable, para la provincia de Huelva.

La utilización de pesticidas debería ser evaluada. Es un factor limitante masivo, aunque no constante. Si las fumigaciones son absolutamente necesarias, se aconseja una entresaca de individuos del lugar, para nuevamente liberarlos una

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

vez pasada la cuarentena. Caso contrario, la mortalidad es segura. Ello podría servir secundariamente para valorar de forma cuantitativa la población aparte de salvarla.

La competencia faunística debe tener su importancia, aunque la disminución es de carácter individual e irregular, pero constante. Si tras una evaluación, se constata la importancia de este factor, se aconseja una entresaca de depredadores y su eliminación selectiva (ratas) o su posible liberación en otras áreas (córvidos).

Otras causas esgrimidas no parecen ser importantes, aunque como los decesos en carreteras, puedan ser muy llamativas. Por su parte, queda claramente demostrado que las capturas dirigidas no tienen la más mínima influencia, siendo igualmente poco importante la fragmentación del hábitat, al menos, para una especie de tan peculiares comportamientos como es el Camaleón común.

Junto con estas medidas conservacionistas que dimanar de la reflexión del estado actual de las poblaciones, debería tenerse en cuenta la posibilidad de la incubación artificial y el cultivo de la especie cuyos rendimientos deberían dirigirse a la liberación de individuos, como se realiza con otros reptiles (BUSTARD, 1989; SNELL, 1983; JONES, 1987; ERIKSEN, 1990; TOWNSON, 1994, PICKETT ana TOWN-

SON, 1994, BROGERSMA, 1990; BRAÜTIGAM and BROAD, 1994; NAVARRETE, 1996; BLASCO y FERNÁNDEZ-ALZÁS, 1999), incluso con otros Camaleónidos (VELASCO y DELGADO, 1996).

Se concluye pues, que el Camaleón común, que reside en la Península Ibérica, no es ni mucho menos una especie amenazada, al menos, no más que el resto de reptiles ibéricos. Incluso es posible que se encuentre en mejor situación, ya que sus características biológicas les son favorables, existe una opinión positiva sobre la misma (despierta simpatías y no repugnancia) y las campañas de mentalización han sido muy efectivas. Sólo en la provincia de Cádiz, está verdaderamente amenazada. Es por tanto, una especie muy conocida, y de ahí que sea posiblemente uno de los reptiles más citados de la Península Ibérica, lo que no significa que no deba ser adecuadamente protegido, dentro de su área actual de distribución, pues la destrucción de una parte de su hábitat es un hecho que debe ser urgentemente solucionado.

Por ello, debería revisarse su estatus actual y al mismo tiempo deberían intensificarse los estudios paleontológicos, morfológicos, ecológicos y genéticos, con el objeto de situar definitivamente el origen del Camaleón común en la Península Ibérica.

REFERENCIAS

- ABU-GHALYUN, Y. 1990. Histochemical and ultrastructural features of the **biceps brachii** of the African chameleon (*Chamaeleo senegalensis*). *Act. Zool.*, **71**(3): 189-192.
- ALCIATO, AS. 1993. *Emblemas* (S. Santiago recop.), Ed. Akal, Madrid, (1ª ed., 1531).
- ÁLVAREZ-LÓPEZ, E. 1934. Los caracteres geográficos de la herpetofauna ibérica (Contribución al estudio de la Zoogeografía peninsular). *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat.*, **34**: 327-373.
- AMBROSIANI, J., GARCÍA-LOMAS, V. y GENIS-GÁLVEZ, J.M. 1979. Skeletal organisation of the orbit of the chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* L. *An. Desarrollo*, **23**(54): 61-70.
- ANÓNIMO. 1991. Las poblaciones ibéricas de camaleones se estabilizan. *Quercus*, **64**: 13.
- ANÓNIMO. 1996. Son encontrados medio millar de camaleones muertos en 1995. *Quercus*, **125**: 39.
- ANÓNIMO. 1999. El Camaleón, el reptil más amenazado. *Natura*, **194**: 16-17.
- ARISTÓTELES, N.E. 384-322 (a.C.). *Historia de los Animales* (J. Vara, recop.). Ed. Akal-Clásica (edición de 1990).
- ARMENGOL, J.A., PRADA, F. y GÉNIS-GÁLVEZ, J.M. 1978. Organización estructural de la capa de Henle en la retina del Camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*). *Morf. Norm. & Patol.*, **2**: 161-172.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

—1981. Oil droplets in the Chameleon (*Chamaeleo chamaeleon*) Retina. *Act. Anat.*, **110**: 35-39.

—1988. The photorreceptor of the chameleon retina (*Chamaeleo chamaeleon*). A Golgi study. *J. Hirnforsch* **29**(4): 403-409.

BEHRA, O. and LIPPAL, CH. 1994. Reptile and amphibian utilisation in Madagascar: threat, benefit or both? *Act. Second World Congress Herpetol., Adelaida*, 19-20.

BELL, D.A. 1989. Functional Anatomy of the Chameleon Tongue. *Zool. Jb. Anat.*, **119**: 313-336.

—1990. Kinematics of Prey Capture in the Chameleon. *Zool. Jb. Physiol.*, **94**: 247-260.

BENNIS, M., SANSONETTI, A. and GIOANNI, H. 1990. Stabilisation du regard chez le cameleon: reflexes visuels et vestibulaires. *C.R. Acad. Sci. Ser. III, Sci. Vie.*, **311**(10): 369-375.

BENNIS, M., CALAS, A., GEFFARD, M. and GAMRANI, H. 1991. Distribution of 5-th immunoreactive systems in the brain of a saurian, the Chameleon. *Brain Res. Bull.*, **26**(6): 891-898.

BENNIS, M., REPERANT, J., WARD, R. and WASOWISZ, M. 1996. Topography of the NADPH-diaphorase system in the chamaeleon brain. *J. Brain Res.*, **37**(2): 281-288.

BENNIS, M., DUBOURG, P., GAMRANI, H., CALAS, A. and KAH, O. 1989. Existence of a GNRH immunoreactive nucleus in the dorsal midbrain tegmentum of the Chameleon. *Gen. Comp. Endocrinol.*, **75**(2): 195-203.

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

BERTOLERO, A., CARRETERO, M.A., LLORENTE, G.A., MARTÍNEZ, A. and MONTORI, A. 1995. The importance of introduction in species conservation: the case of *Testudo hermanni* in the Ebro Delta Natural Park (NE Spain). In: *Internat Congr. Chelonian Conservation* (Bernard Devaux, ed.), Gonfaron, Fr., 187-191.

BISHOP, C.A. 1992. The effects of pesticides on Amphibians and the implications for determining causes of declines in amphibian populations. In: *Declines in Canadian Amphibian Population: Designing a National Monitoring Strategy* (Bishop, C.A. & Pettit, K.E., eds.), Ontario, 76: 67-70.

BLANCO J.C. y GONZÁLEZ, J.L. 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Col. Técnica, ICONA, Madrid.

BLASCO, M. 1978. Situación actual del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* L. en la provincia de Cádiz, España. *Bol. Est. Centr. Ecol.*, **7**(13): 87-89.

—1979. *Chamaeleo chamaeleon* L. in the province of Malaga. *Brit. J. Herpetol.*, **5**: 839-841.

—1985. Introducción al estudio de la biología del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* L. de la Península Ibérica. Monografías, **43**:5-14.

—1997-a. Comparative analysis of Mediterranean Chameleon in Spain. *Third World Congr. Herpetol.*, Prague, 21.

—1997-b. *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758). In: *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe* (Gasc, J.P. ed.). Mus. Nat. Hist. Nat. et Soc. Eur. Herpetol., Paris, 200-201.

BLASCO, M. y ROMERO, J. 1985. Reflexiones sobre el origen del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* L., procedente de la Península Ibérica. *Monografías*, **43**: 149-155.

BLASCO, M. and GONZÁLEZ, D. 1997. *Chamaeleo chamaeleon* (Common Chameleon). *Herpetol. Rev.*, **28**(3): 157.

BLASCO, M. y FERNÁNDEZ-ALZÁS, M.D. 1999. Biología y Tecnología de los Cultivos de Saurios. In: *El Cultivo de Anfibios y Reptiles. Una Oportunidad Empresarial, una Alternativa a la Conservación* (M. Blasco, coord.). Pub. Cám. Comerc. & Industr. Cáceres, 71:

BLASCO, M., MIGUEL, E. y ANTÚNEZ, A. 1979. La introducción artificial del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* L. en Andalucía. *Doñana Act. Vert.*, **6**(1): 113-117.

BLASCO, M., ROMERO J. y SÁNCHEZ, J.M. 1985-a. Dinámica del crecimiento y morfología del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* L. de la Península Ibérica y Norte de África. *Monografías*, **43**: 45-80.

BLASCO, M., ROMERO, J. y CRESPILO, E. 1985-b. Los caracteres geográficos y ecológicos del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* L. de la Península Ibérica. *Monografías*. **43**: 15-44.

BLASCO, M., MATILLA, M. and PÉREZ, J.L. 1996. Habitat evaluation of Common Chameleon (*Chamaeleo chamaeleon* L.) by means of image analysis. Act. IV Congr. Luso-Espanhol Herpetol., Porto, 88.

BLASCO, M., ROMERO, J., SÁNCHEZ, J.M. y CRESPILO, E. 1985-c. La biología alimentaria y reproductora del Camaleón común,

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo
**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

Chamaeleo chamaeleon L. de la Península Ibérica. *Monografías*, **43**: 121-143.

BLASCO, M., SILVA, E., BARTOLOMÉ, P. y MATILLA, M. 1992. La presencia de sesamoides en el quiridio de los Reptiles. *Act. II Congr. Luso-Espanhol Herpetol., Granada*, 41.

BLASCO, M., SILVA, E., PÉREZ, J.L. and RUIZ, J.I. 1993. An approach to the technology Reptiles' conservation: The case of the Common Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* (L.). *Act. 7th Ord. Gen. Meet. Soc. Eur. Herpetol., Barcelona*, 45.

BOARMAN, W. and SAZAK, M. 1997. Effect of highways on Reptile and Desert tortoise populations and a method to reduce mortality. *Act. Third World Congress Herpetol., Prague*, 23.

BOE, 1981. Decreto 3181/1980 de 30 de diciembre, por el que se protegen determinadas especies de la fauna silvestre y se dictan las normas precisas para asegurar la efectividad de esta protección. *Boletín Oficial del Estado*, **56**: 4999-5002.

BOE, 1987. Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora silvestres, hecho en Washington el 3 de marzo de 1973 (publicado en BOE nº 181, de 30 de julio de 1986). Apéndices I, II y III, válidos a partir del 22 de octubre de 1987. *Boletín Oficial del Estado*, **281**: 34893-34906.

BÖHME, W. 1989. Neuer Nachweis von *Chamaeleo chamaeleon* (L. 1758) von Peloponnes, Griechenland. *Herpetofauna*, **11**(59): 32-34.

BÖHME, W., BONELLI, A. and CHIRAS, G. 1998. The chameleons of the Greek mainland: taxonomic allocatio and conservations needs of

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

a second European species (Squamata: Sauria: Chamaeleonidae). *Herpetozoa*, **11**(1-2): 87-91.

BONS, J. 1960. Aperçu sur le peuplement herpetologique du Maroc Oriental. *Bull. Soc. Sci. Nat. Phys. Maroc*, **40**: 52-75.

—1967. *Recherches sur la biogeographie et la biologie des Amphibiens et des Reptiles du Maroc*. Thèse Doctoral, Univ. Montpellier.

—1973. Herpetologie Marocaine. II. Origines, évolutions et particularités du peuplement herpétologique du Maroc. *Bull. Soc. Scient. Nat. Phys. Maroc*, **53**: 63-110.

BONS, J. et BONS, N. 1960. Notes sur la reproduction et le développement de *Chamaeleo chamaeleon* L. *Bull. Soc. Sci. Nat. Phys. Maroc*, **40**: 323-335.

BONS, J. et GENIEZ, P. 1996. *Chamaeleo chamaeleon*. In: *Amphibiens et Reptiles du Maroc*. (Montori, A. & Roca, V., eds.). Pub. As. Herpetol. Española, Barcelona, 118-119.

BOSCÁ, E. 1877. Catálogo de los Reptiles y Anfibios observados en España,, Portugal e Islas Baleares. *An. R. Soc. Española Hist. Nat.*, **1877**: 39-55.

BOULENGER, G.A. 1887. *Catalogue of the Lizards of the British Museum (Natural History)*. Vol. III, Taylor & Francis ed., London.

BRAÜTIGAM, A. and BROAD, S. 1994. Internatonal trade in reptiles and amphibians-conservation: issues and opportunities. *Act. Second World Congress Herpetol.*, *Adelaida*, 39-40.

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo
**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

- BRONGERSMA, B.H. 1990. Turtle farming and ranching. In: *Breeding Reptiles & Amphibians* (S. Twonson, ed.), British Herpetological Society, London, 187-193.
- BUSACK, S.D. 1977. Zoogeography of Amphibians and Reptiles in Cadiz Province, Spain. *Ann. Carbergie Mus.*, **46**(17): 285-315.
- BUSTARD, R. 1989. *Keeping and breeding oviparous chameleon*. British Herpetological Society, London, 109 pp.
- CABOT, J. 1992. *Inventario de las Colecciones Herpetológicas y Ornitológicas*. Pub. Estación Biol. Doñana, C.S.I.C., Sevilla.
- CEE, 1982. Decision du Conseil, de 3 de décembre 1981, concernant la conclusion de la convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. *J. Off. Comm. Eur.*, **L38**: 1-32.
- CLOBERT, J., LECOMTE, J. and BOUDJEMADE, K. 1997. The effect of corridors on the population dynamics of the Common lizard. *Act. Third World Congress Herpetol.*, Prague, 43.
- COVARRUBIAS, S. 1979. *Tesoro de la Lengua Castellana o Española*. Ed. Turner, Madrid, 1093 pp (1ª ed., 1615).
- CRESPO, E.G. 1972. Repteis do Portugal Continental. Las coleções do Museu Bocage. *Arq. Mus. Bocage*, **17**: 7-27.
- CUADRADO, M. y RODRÍGUEZ, M. 1990. *El Camaleón común en Andalucía*. Pub. Junta de Andalucía, Sevilla, 80 pp.
- CUVIER, R. 1817. *Le Regne Animal*. Vol. II, Lib. Deterville, Paris.
- DIMITROPOULOS, A. 1987. The distribution and status of the Mediterranean Chameleon (*Chamaeleo chamaeleon chamaeleon*) in Greece. *Herptile* **12**(3): 101-104.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

DOBZHANSKY, T., AYALA, F., STEBBINS, G.L. y VALENTINE, J.W., 1980: *Evolución*. Ed. Omega, Barcelona.

DUARTE, P. e CRESPO, E.G., 1991: *Fauna de Portugal*. Ed. Pomo, Lisboa, 216 pp.

DUMERIL, A.M.C. et BIBRON, E. 1835-1854. *Erpetologie Generale*. Vol. V, Ed. Roret, Paris.

DURERO, A., 1515: *Mapas Celestes*. Ed. Libsa, Madrid (edición de 1999).

ERIKSEN, A.E. 1994. Breeding of the American alligator (*Alligator mississippiensis*) in the Southern Hemisphere. In: *Breeding Reptiles & Amphibians* (S. Townson, ed.), British Herpetological Society, London, 170-174.

EL HASSANI, M., MOHAMED, S. and BENNIS, M. 1997. Morphological study of the retinal ganglion cell layer of the Mediterranean Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* (Sauria: Chamaeleonidae). *Third World Congr. Herpetol., Prague*, 62.

ELIANO, C. 1984. *Historia de los Animales* (J.M. Díaz-Regañón, recop.). Libro II, 14, Ed. Gredos, Madrid (1ª ed., 215).

ERLICH, P. y ERLICH, A. 1984. *Extinción*. Ed. Fraternal, Buenos Aires.

FERNÁNDEZ RUIZ-HENESTROSA, F. 1989. Comportamiento reproductor del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon*, en el sur de España. *Doñana Act. Vert.*, **16**(1): 5-13.

GADOW, H. 1909. *Amphibians and Reptiles*. The Cambridge Natural History & Mac Millan, London.

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo
**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

GARCÍA DE LA LEÑA, C. 1789. *Conversaciones Históricas Malagueñas*. Imp. Dignidad Episcopal, Málaga, 682 pp.

GENIS, J.M., PRADA, F. and ARMENGOL, J.A. 1978. The intra plexiforms cells of the retina of the Chameleon. *An. Desarrollo*, **22**(52): 21-26.

GIOANNI, H., SAMSONETTI, A. and BENNIS, M. 1997. Characteristics of cervico-ocular responses in the chameleon. *Visual Neurosci.*, **14**(6): 1175-1184.

GOMES, J. 1997. El Camaleón en Europa. *Reptilia*, **3**(11): 52-55.

GONCÉ, J. y RUIZ, J. 1999. *Chamaeleo chamaeleon* (Camaleón común) en Carboneras, Almería. *Bol. Asoc. Herpetol. Española*, **10**: 18.

GUNDY, C.G. and WURST, G.Z. 1976. Parietal Eye-Pineal Morphology in Lizards and its Physiological Implications. *Anat. Rec.*, **185**: 419-432.

Haji JAAFAR, I. 1997. Road victim: an importante source of scientific data. *Malayan Naturalist*, **50**(2): 32-33.

HALL, J. 1996. *Diccionario de Temas y Símbolos Artísticos*. Ed. Alianza, Madrid.

HENLE, K. 1994. A critical analysis of the causes of the decline of amphibian and reptiles. *Act. Second World Congress Herpetol., Adelaida*, 116-117.

HILLER, U. and DIETERICH, H.J. 1986. Ultrastructural studies on the conjunctiva in Reptiles eyelids. *Amph. & Rept.*, **7**(1): 83-86.

HÓDAR, J.A., PLEGUEZUELOS, J.M. and POVEDA, J.C. 2000. Habit selection of the Common Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* (L.) in a developing area of Southern Spain: implications for conservation. *Biol. Cons.*, **94** (in press).

HOFFMANN, A., MAXSON, L.R. and ARNTZEN, J.W. 1991. Biochemical evidence pertaining to the taxonomic relationships within the family Chamaeleonidae. *Amph. & Rept.*, **12**(3): 245-266.

HSÜ, K.J., MONTADERT, L., BERNOUILLI, D., CITA, M.B., ERIKSON, A., GARRISON, D.E., KIDD, R.B., MELIERES, F., MÜLLER, C. and WRIGHT, R. 1977. History of the Mediterranean salinity. *Nature*, **267**: 399-403.

HURLÉ, J.M., GARCÍA-MARTÍNEZ, V., GAÑÁN, Y., CLIMENT, V. and BLASCO, M. 1987. Morphogenesis of the prehensile autopodium in the Common Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon*. *J. Morphol.*, **194**(2): 187-194.

ISIDORO DE SEVILLA. 1986. *De Libris Ethimologiarum* (J. Oroz & M.A. Maves, recop.). Biblioteca Autores Cristianos, Madrid (1^a ed., 634).

JONES, S. 1987. A report on a reproductive and sustainable system for the captive propagation of the genus *Tiliqua*. In: *Reptiles* (J. Coote, ed.), British Herpetological Society, London, 17-26.

KLAVER, C. and BÖHME, W. 1987. Phylogeny and classification of the Chamaeleonidae (Sauria) with special reference to hemipenis morphology. *Bonn Zool. Monogr.*, **1986**(22): 1-64.

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo
**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

KOSUCH, J., VENCES, M. and BÖHME, W., 1999: Mitochondrial DNA sequence data support the allocation of Greek mainland chameleons to *Chamaeleo africanus*. *Amphibia-Reptilia*, **20**(4): 440-443.

LAMBERT, M.R.K. 1992. Lizards, DDT and deltamethrin in NW Zimbabwe. In: *Proc. 6th Ord. Gen. Meet. Soc. Eur. Herpetol.*, (Z. Korsós & I. Kiss, eds.), Hungarian Nat. Hist. Mus., Budapest, 289-292.

—1997. Effects of pesticides on amphibians and reptiles in sub-Saharan Africa. *Rev. Environ. Contam. & Toxicol.*, **150**: 31-73.

LINNÉ, C. 1758. *Systema Nature*. 10th ed., Laurenti Salvii, Stochkolm.

LIZANA, M. 1993. Mortalidad de Anfibios y Reptiles en carreteras: informe sobre el estudio AHE-CODA. *Bol. As. Herp. Esp.*, **4**: 37-41.

LIZANA, M. y BARBADILLO, L.J. 1997. Legislación, protección y estado de conservación de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. In: *Biogeografía y Distribución de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal* (J.M. Pleguezuelos, ed.), Universidad de Granada & Asociación Herpetológica Española, 477-516.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, N. 1989. Tendencias en Paleobiogeografía. El Futuro de la Biogeografía del Pasado. In: *Paleontología* (E. Aguirre, coord.), C.S.I.C., Madrid, 271-296.

LÓPEZ-REDONDO, J. y LÓPEZ-FERNÁNDEZ, L.R. 1992. Resultados provisionales del seguimiento de la mortalidad del Camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*) en las carreteras de Cádiz, Málaga y Huelva. *I Jornadas Estudio Prevención de la Mort. Vert. Carreteras*, Vol. 2, CODA, Madrid.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

MACHADO, A. 1859. Erpetologia Hispalensis seu Catalogue metodicus Reptilium et Amphibiorum in Provincia Hispalensi Viventium. *Mem. R. Acad. Cienc. Exact. Fis. at. Madrid, sser. IV (Cienc. Natur.)*, **2**(3): 561-573.

—1989. Planes de recuperación de especies. *Ecología*, **3**: 23-41.

MALAXECHEVERRÍA, I. 1986. *Bestiario Medieval*. Ed. Siruela, Madrid, 297 pp.

MARIÑO, X.R. 1996. *El Simbolismo Animal*. Ed. Encuentro, S.A., Madrid, 487 pp.

MÁRQUEZ, R. 1993. Revisadas las categorías de protección de anfibios y reptiles ibéricos e insulares. *Quercus*, **94**: 11.

MARTÍNEZ-MONTES, V. 1852. *Tipografía Médica de la ciudad de Málaga*. Imp. R. Franquelo, Málaga, 60 pp.

MCFARLAND, W.N., POUGH, F.H., CADE, F.J. and HOISER, J.B. 1979. *Vertebrate Life*. Ed. MacMillan, New York & London.

MATTHEY, R. and VAN BRINK, J. 1960. Nouvelle contribution a la cytologie comparée des Chamaeleonidae. *Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat.*, **67**: 333.

MERTENS, R. und WERMUTH, H. 1960. *Die Amphibien und Reptilien Europas*. Verlag Waldemar Kramer, Frankfurt am Main.

MOHAMMED, M.B.H. 1989. Carpus and tarsus patterns in some Arabian lizards. *Folia Morphol.*, **37**(2): 201-207.

MOLINA, M. 1980. *Almuñécar, Arqueología e Historia*. Vol. III, Pub. Ayuntamiento Almuñécar, Granada.

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

MUTUNGI, G. 1992. Slow locomotion in chameleons: Histochemical and ultrastructural characteristics of muscle fibre isolated from the **iliofibularis** of Jackson's chameleon (*Chamaeleo jacksoni*). *J. Exp. Zool.*, **263**(1): 1-7.

NAVARRETE, L.E. 1996. La terrariofilia como alternativa conservacionista a la herpetología. *Reptilia*, **2**(8): 51-54.

PERRY, S.F. and DUNKER, H.R. 1980. Interrelationship of static mechanical factors and anatomical structure in lung evolution. *J. Comp. Physiol.*, **138**: 321-324.

PICKETT, J. & TOWNSON, S. 1994. Are Sea Turtles Threatened by some Conservacionists. In: *Breeding Reptiles & Amphibians* (S. Twonson, ed.), British Herpetological Society, London, 184-186.

PINTO, I.C.P. 1998. Comportamento espacial de *Chamaeleo chamaeleon*. *Folha Herpetol.*, **11**: 2-3.

PINTO, I., ROSARIO, I. and PAULO, O. 1997. Status of the Chameleon population in Southern Portugal. *Third World Congr. Herpetol.*, Prague, 162-163.

PLEGUEZUELOS, J.M., POVEDA, J.C., MONTERRUBIO, R. and ONTIVEROS, D. 1999. Food habits of the Common Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* (L. 1758), in the southeast of the Iberian Peninsula. *Israel J. Zool.*, **45**(1): 267-276.

PLINIO, C.S. 1952. *Historia Natural* (A. Ernout, recop.), Libro VIII, 122(51). Ed. Les Belles Lettres, Paris (1ª ed. 64 d.C.).

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

PRADA, F.A., GARCÍA-LOMAS, V., GÉNIZ-GÁLVEZ, J.M. and QUESADA, A. 1999. Horizontal Cells in the Chameleon Retina. *J. Comparat. Anat.*, in press.

QUESADA, A., GÉNIS-GÁLVEZ, J.M. 1981. Morphological study of the bipolar cells in the retina of the Chameleon (*Chamaeleo chamaeleon*). *Morfol. Norm. & Patol.*, **5**: 55-68.

QUESADA, A., CHEMIELEWSKI, C., GÉNIS-GÁLVEZ, J.M. and PRADA, F.A. 1996. Immunohistochemical Localization of GABA in Chameleon Retina (*Chamaeleo chamaeleon*). *Cell Biol. Internat.*, **20**: 395-400.

RAMÓN Y CAJAL, P. 1909. Algunas experiencias sobre los cambios de color del Camaleón. *Act. Soc. Española Hist. Nat.*, sesión de 27 de junio de 1900, 242-251.

REINA, C., 1569: *La Santa Biblia*. Soc. Bíblica Am. Latina, Buenos Aires (edición de 1960).

RIEPEL, O. 1993. Studies on skeleton formation in Reptiles. II. *Chamaeleo hoehneli* (Squamata, Chamaeleonidae) with comments on the homology of carpal and tarsal bones. *Herpetologica*, **49**(1): 66-78.

RIPA, C. 1996. *Iconología* (J. Borja & Y. Borja, recop.) Vol. 1 y 2. Ed. Akal, Madrid, (1ª ed. 1593).

RIVERA, X. 1998. Aproximación a las causas de regresión de las poblaciones de anfibios y reptiles. *Reptilia*, **4**(18): 32-38.

RIVERA, X. y ARRIBAS, O. 1993. Anfibios y Reptiles introducidos de la fauna española. *Quercus*, **84**: 12-16.

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo
**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

- RIVERA, X. y BARRIO, C. 1997. Hipótesis sobre el origen y la evolución de los Anfibios del Norte de Africa. *Reptilia*, **3**(12): 43-48.
- ROMERO, J. 1985. Algunos aspectos sobre los cambios cromáticos en *Chamaeleo chamaeleon* L. de la Península Ibérica y Norte de África. *Monografías*, **43**: 97-120.
- ROSA, H. y CRESPO, E. 1997. La Conservación de los Anfibios y Reptiles en Portugal. In: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal* (Pleguezuelos, J.M.), Univ. Granada & Asoc. Herp. Española, Granada, 517-529.
- ROSENBERG, H.I., BAUER, A.M. and RUSSELL, A.P. 1989. External morphology of the developing hemipenes of the Dwarf Chameleon *Bradypodion pumilus* (reptilia, Chamaeleonidae. *Can. J. Zool.*, **67**(4): 884-890.
- RUIZ, C. 1980. *Libro de las Utilidades de los Animales*. Fund. Universidad Española, Madrid (1ª ed. Ibn al Durayhim, s. X).
- RUIZ de la CONCHA, J.I. and BLASCO, M. 1998. Morphology of the columellar apparatus of Reptiles. *Arq. Mus. Bocage*, **III**(4): 189-204.
- SARRE, S., MEYERS, J. and MARGULES, Ch. 1997. Is the vulnerability of Reptiles to habitat fragmentation predictable? *Act. Third World Congress Herpetol., Prague*, 183.
- SAINT GIRONS, H. 1992. Caractères biogéographiques des faunes méditerranéennes de reptiles. *Bul. Soc. Herp. Fr.*, **64**: 15-19.
- SCHWENK, K. 1984. Functional morphology and evolution of the Chameleon tongue tip. *Am. Zool.*, **23**(4): 1028.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

SCV, 1996-a. Conservación del Camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon* L.) en la Península Ibérica. Documentos Técnicos de Conservación nº 2. Majadahonda, Madrid, 62 pp.

SCV, 1996-b. La Sociedad para la Conservación de los Vertebrados, propone una serie de actuaciones para la conservación del Camaleón común en la Península Ibérica. *Bol. Asoc. Herpetol. Española*, 7: 41-42.

SÉNECA, L.A. 1979. *Naturales Questiones*, (C. Ordóñez, recop.), Libro I, 5(7). Pub. C.S.I.C., Madrid (1ª ed. 62 d.C.).

SLABY, O. 1984. Morphogenesis of the nasal apparatus in a member of the genus *Chamaeleo*. Morphogenesis of the nasal capsule, the epithelial nasal tube and the organ of Jacobson in Sauropsida. *Folia Morph. Prague* 32(3): 225-246.

SCHREIBER, E. 1912. *Herpetologia Europaea*. 2th ed. Verlag-Jena, Berlin.

SNELL, L. 1983. On the merits of captive breeding. *Brit. Herpetol. Soc. Bull.*, 8: 36.

SPELLERBER, I.F. 1975. The amphibian and reptile trade with particular reference to collecting in Europe. *Biol. Cons.*, 10: 221-223.

SUMMER, J. 1997. The effect of rainforests fragmentation on reptiles and Microhylid frogs in the Wet tropics of Australia. *Act. Third World Congress Herpetol., Prague*, 203.

TALAVERA, R.R. y SANCHÍZ, B. 1985. Restos holocénicos del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* (L.) de Málaga. *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Geol.)*, 81(1-2): 81-84.

**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

THEMIDO, A.N. 1945. Sobre a existencia em Portugal de Camaleao vulgar, *Chamaeleo chamaeleon* (L.). *Mem. Est. Zool. Univ. Coimbra*, **166**: 1-4.

TOXOPEUS, A.G., KRUITT, J.P. and HILLENIUS, D. 1988. Pair banding in chameleons. *Naturwissenschaften*, **75**(5): 268-269.

TUZET, O. et BOURGAT, R. 1973. Recherches ultrastructurales sur la spermiogenèse de *Chamaeleo senegalensis* Oudin 1802. *Bull. Biol. Fr. Belg.*, **107**(3): 195-212.

TOWNSON, S. 1994. Observation and Notes on the Captive Breeding of the Green Sea Turtle (*Chelonia mydass*) in Grand Cayman, British West Indies. In: *Breeding Reptiles & Amphibians* (S. Twonson, d.), british Herpetological Society, London, 175-183.

VAN LEUWEN, J.L. 1997. Why the chameleons has spiral-shaped muscle fibres in its tongue. *Roy. Soc. Phylos. Trans. Biol. Sci.*, **352**(1353): 573-589.

VELASCO, P. y DELGADO, P. 1996. Granja de reptiles en Madagascar. *Reptilia*, **1**(3): 36-39.

VIADER, M. 1997. Legislación. Nueva reglamentación de la Unión Europea. Listado de Anfibios y Reptiles. *Reptilia*, **3**(11): 68-71.

WABBS, M.T., KHALIL, A. and SHAWKI, N.A. 1992. Studies on the post-cranial myology of *Chamaeleo vulgaris*. 1. Axial muscles: cervical region. *Assiut Vet. Med. J.*, **27**(53): 68-80.

WEBB, G.N. 1994. Introduction. The links between wildlife consevation and sustainable use. *Act. Second World Congrss Herpetol., Adelaida*, 278.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

WAINWRIGHT, P.C. and BENNETT, A.F. 1992. The mechanism of tongue projection in chameleons. 2. Role of shape change in a muscular hydrostat. *J. Exp. Biol.*, **168**: 23-40.

ZAHER, M.M., SHEHATA, M.M. and EL QADY, N.A.M. 1996. Morphometric characterization of the alimentary tract and the external morphological characters of *Chamaeleo vulgaris* and *Chamaeleo basiliscus* (Reptilia, Chamaeleonidae). *J. Egypt. Germ. Soc. Zool.*, **19**(C): 157-197.

ZAHER, M.M., ABD EL-KADER, I.Y., ABD-AALLA, W. and EL QADY, N.A.M. 1995. Comparative histochemical studies on the gut mucosa of the insectivorous *Chamaeleo vulgaris* and *Chamaeleo basiliscus*. *J. Egypt. Germ. Soc. Zool.*, **17**(C): 317-341.

NOTA: Este trabajo ha sido sostenido por el Proyecto de Referencia PB-97/0373 de la Dirección General Científica y Técnica del Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, España.

M. Blasco, J.L. Pérez-Botec, J.M. Cabo
**Algunas reflexiones sobre el declive del camaleón común
(*Chamaeleo chamaeleon*, L. 1758) en la Península Ibérica**

* Departamento de Biología Animal, Universidad de Extremadura -
06071 Badajoz.

** EU Formación Profesorado - 28071 Melilla

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

**Zoocenoses dans les bassins de première
évaporation dans une saline de la Sardaigne**

Índice

Portada

Créditos

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne	5
Summary	5
Resumé	6
Resumen	6
Introduction	7
Résultats	11
Zooplancton	11
Zoobenthos	14
Discussion	16
Bibliographie	21

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

M.A. de Miranda *

L. Durante *

E. Serra *

SUMMARY

The monthly zooplankton and zoobenthos fluctuations were studied into basins located in the pond in Capoterra (Sardaigne) showing different saline concentrations (high, medium and low salinity). The influence of salinity on the zoocenosis was assessed reporting the monthly fluctuations of the individual populations with the corresponding variations of the salinity gradient. It was observed that in the zooplankton community, the taxa that are mostly under the influence of the salinity, were larvae of Bivalves and Nematodes at the "high" salinity station; Rotifera, nauplii of Copepods, larvae of Bivalves at the "medium" salinity station. Whereas the zoobenthic populations did not presented the marked planktonic variations, some taxa were absent in the more saline pond.

RESUMÉ

On étudie les fluctuations mensuelles du zooplancton et du zoobenthos dans des bassins à différente concentration saline (relativement "basse", "moyenne", "haute" salinité) qui font partie du "Stagno di Capoterra" (Cagliari-Italia). On fait une comparaison sur l'influence de ce facteur sur les zoocénoses en faisant le compte rendu sur les fluctuations mensuelles de chaque population avec les correspondantes variations du gradient salin. On a constaté que dans le zooplancton les taxa qui subissent une plus grande influence du facteur salinité sont les larves des Bivalves et les Nématodes dans la station à "haute salinité"; Rotifères, naupli de Copépodes, larves de Bivalves dans la station à "moyenne salinité". Tandis que les peuplements du zoobenthos n'ont pas présenté les grandes variations du zooplancton, quelque taxa sont absents dans le bassin plus saline.

RESUMEN

Se estudian las fluctuaciones mensuales del zooplancton y del zoobentos en embalses de diferente concentración salina (baja - media - alta) que forman parte del estanque de Capoterra (Cagliari - Italia). Al analizar la influencia de este factor en las distintas poblaciones, se ha notado que ejerce en el zooplancton una mayor influencia en las larvas de Bivalvos y en los Nematoda en los sitios con alta salinidad; en los Rotíferos, larvas de Copépodos y de Bivalvos los embalses de media salinidad. Mientras que las poblaciones del zoobentos no han presentado las grandes variaciones del zooplancton, algunos taxones están ausentes en el embalse más salino.

Key-words: salinity, hyperhaline environment, zooplankton, zoobenthos, Western Mediterranean

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

INTRODUCTION

Le "Stagno di Cagliari" est un milieu très complexe par ses caractéristiques morphologiques et écologiques; sa partie occidentale a été l'objet de nombreuses études dans le dernier quart de siècle (Cottiglia 1973, 1983a, 1983b; Serra et Roni 1984; Serra 1986), sa partie orientale, ou "Stagno di Capoterra" et les salines de Macchiareddu, qui lui sont reliées, ont déjà été étudiées (De Martis et alii 1983, 1992; De Miranda et alii 1992, 1993) Dans ce travail sont étudiées les fluctuations mensuelles du zooplancton et du zoobenthos par rapport aux différentes concentrations salines en utilisant le terme *zooplancton* pour indiquer toutes formes dans la colonne d'eau; tandis que pour les formes liées au fond, le terme de *zoobenthos*. En effet, l'eau très peu profonde n'est pas possible faire une nette distinction entre les peuplements liés au fond et ces strictement planctoniques.

MATERIEL ET METHODES

Les bassins d'échantillonnage ont été nommés A, B, C, par rapport au parcours de l'eau qui passe du bassin A au B, et du bassin B au C en créant un gradient salin. Chaque bassin est séparé par une digue, et la circulation hydrique entre les différents bassins est réglée par un système de pompes et de

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

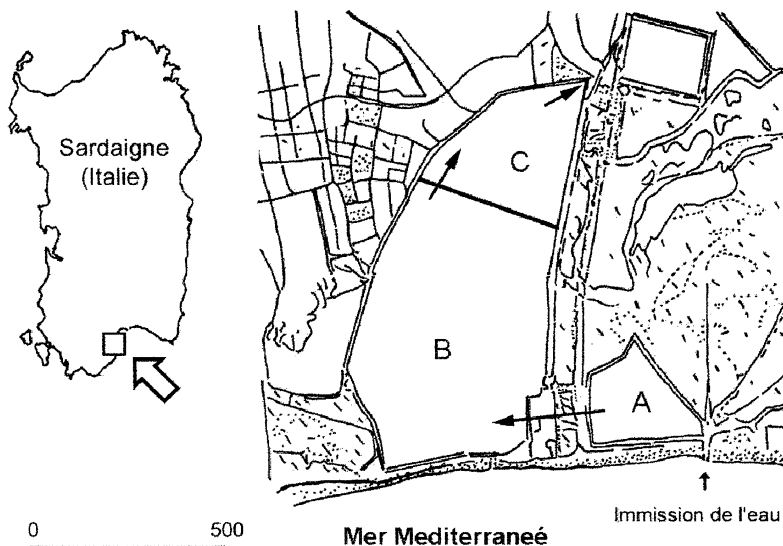


Fig.1 Etang de Capoterra et stations d'échantillonnage (les flèches indiquent le parcours de l'eau)

cloisons, dont l'ouverture dépend des exigences de la production du sel.(fig.1).

La profondeur moyenne est d'environ 50 cm avec des petites variations périodiques selon l'activité de la saline.

Les échantillonnages du zoobenthos ont été faits avec une périodicité mensuelle (à partir du mois de juillet jusqu'au mois de juin de l'année suivante), on a utilisé une benne Ekman

M.A. de Miranda, L. Durante, E. Serra
**Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans
 une saline de la Sardaigne**

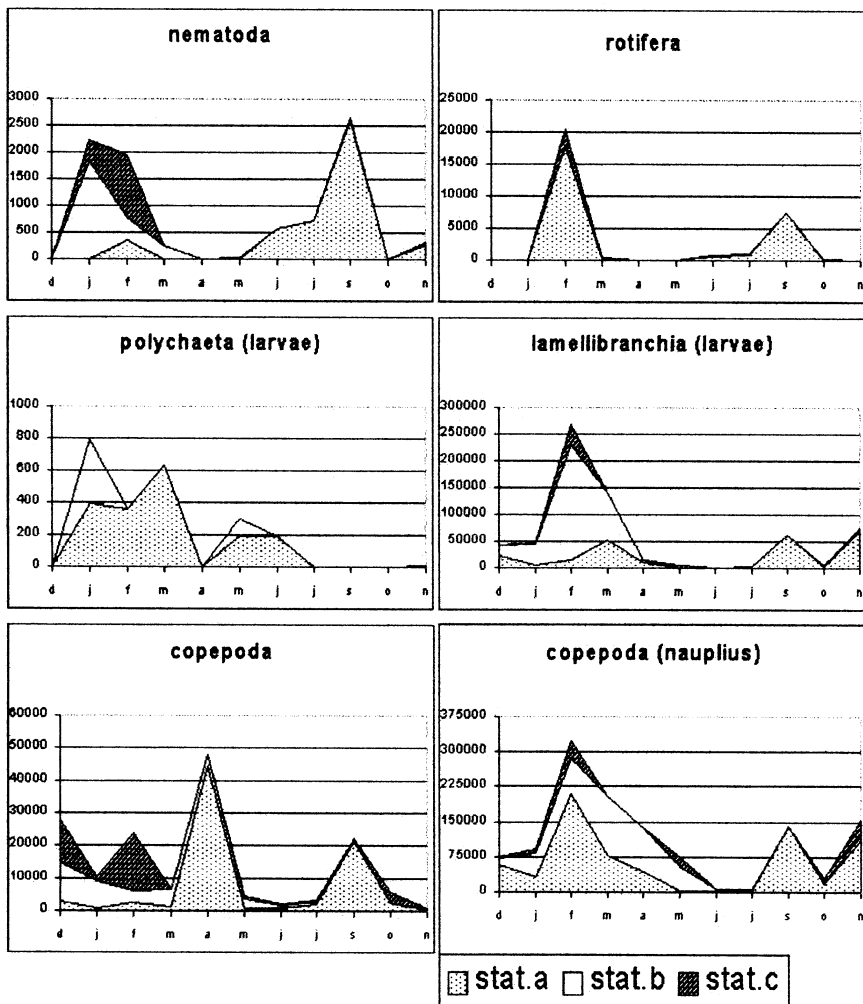


Fig.2 Variations annuelles des principaux taxa du zooplancton

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

ayant ouverture de 64 cm. L'échantillon a été trié avec un tamis de maille 0.21 mm pour la mesofaune, tandis que pour la microfaune on a utiliser un tamis de 66 µm de maille, et fixé en formol au 5%. Le zooplancton a été prélevé en utilisant un filet de 0,066 µm de maille et fixé en formol au 5%. Dans toutes les stations on a mesuré la salinité, la température de l'eau et la concentration d'oxygène dissout. En analysant les valeurs moyennes annuelles de la salinité on peut observer que (tab.1):

- la station A présente des valeurs entre 35 à 63‰ (48.9 ± 8 ‰) que, par convention, on a nommé "basse salinité".
- la station C, qui est la dernière dans le circuit de présalaison, a les valeurs la plus hautes, 43-81‰ ($62,6 \pm 12.7$ ‰): par convention "haute salinité"
- la station B présente des valeurs intermédiaires 42-72‰ ($57,4 \pm 9.2$ ‰): par convention " salinité moyenne".

La concentration d'oxygène a été, en général, élevée présentant parfois des phénomènes de sursaturation; la température de l'eau a oscillé entre 4°C et 26.8 C° (tab.1); le pH présente des valeurs entre 8 et 9.

La temperature atmosphérique, an cours de l'étude , s'est maintenue dans la moyenne saisonnière et la pluviosité a

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

présenté le maximum au mois de octobre (187.1 mm) et le minimum au mois de septembre (1.0 mm) (fig.2)

RÉSULTATS

Zooplancton

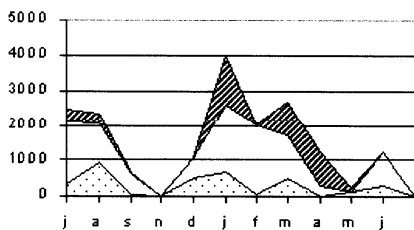
On a trouvé les taxa suivants: Copépodes (adultes et nauplii), Rotifères, Polychètes (larves), Nématodes, Bivalves (larves) (fig.3).

- Copépodes sont présent pendant toute l'année avec une densité plus élevée en hiver-printemps dans la station A avec 45.000 individus/m³ (pic printanier). L'espèce la plus représentée est *Heterocope saliens* (Lillbg.1862) Les stades juvéniles, en général, se relèvent dans toutes les stations avec des valeurs maximales en hiver-printemps. La densité maximale on l'enregistre dans le mois de mars dans la station B avec 200.000 individus/ m³. Ils préfèrent l'eau à "basse" et "moyenne salinité".
- Les Rotifères sont plus nombreux et ils sont présents dans la station A ("basse salinité") avec un maximum d'environ 18.000 individus/m³ au mois de février ; au contraire, dans la station C ("haute salinité") ils sont complètement absents. On a observé une correspondance entre des valeurs minimales

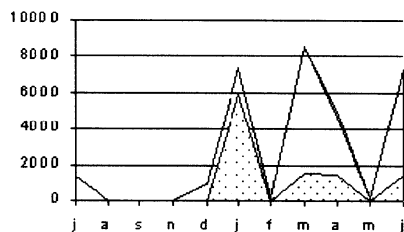
Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

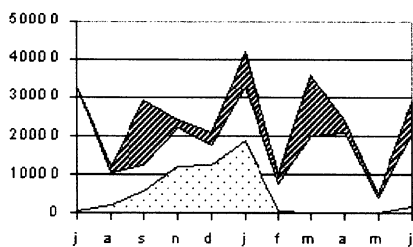
lamelibranchia



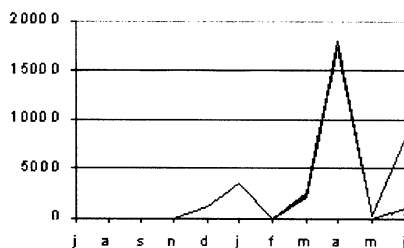
polychaeta



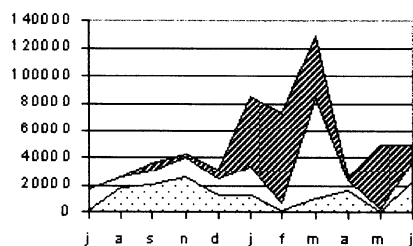
diptera (larvae)



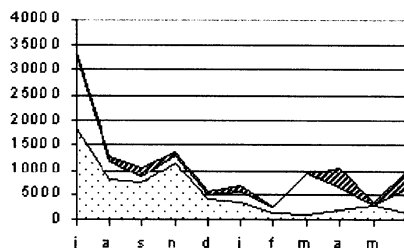
platelminta



copepoda



gastropoda



Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

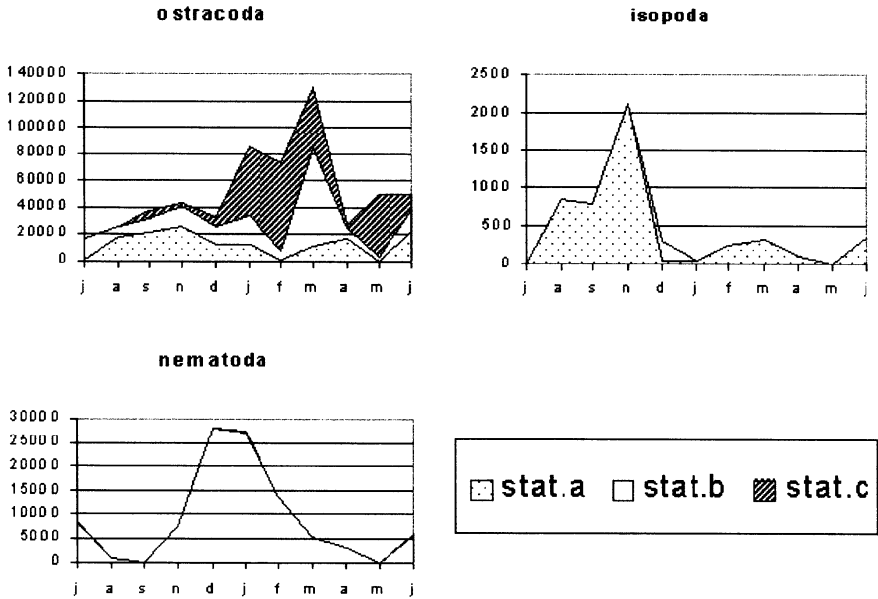


Fig.3 Variations annuelles des principaux taxa du zoobenthos

de salinité et celles maximales de densité. Les genres retrouvés sont *Asplanchna* et *Synchaeta*.

- Nématodes la densité de ce taxon qui appartient à la catégorie de *ticoplancton* n'a pas été très haute. La présence est discontinue et le maximum a été trouvé dans la station B avec 5.500 individus/m³. En tout cas, pendant l'année, ils ne semblent pas être influencés par la salinité

- Les Bivalves (larves) sont concentrés dans les stations " basse" et "moyen-ne salinité" alors qu'ils sont totalement absents dans la station C et cela indique que cette valeur est une limite pour les espèces présentes.
- Les Polychètes sont présent dans le plancton en forme larvaire, ils sont concentrés dans les bassins avec une basse teneur de salinité.

Zoobenthos

On a trouvé les taxa suivants: Copépodes, Diptères (larves), Gastéropodes, Ostracodes, Nématodes, Plathelminthes, Bivalves, Polychètes, Amphipodes et Isopodes (fig.4).

- Les Copépodes ont été trouvés toujours dans tous les bassins sauf quelques exceptions. La densité de ces crustacés présente des valeurs croissantes de l'hiver jusqu'au printemps, quand on enregistre le maximum des individus (environ 100.000/m²). Les populations sont plus nombreuses dans la station C avec un nombre d'individus supérieur de 30% par rapport à la station A. Les Harpacticoides, avec l'espèce *Canuella perplexa* Scott, 1893, sont plus nombreux que les Cyclopoides avec *Neocyclops salinarum* (Gurney 1927). Il est donc clair qu'il y a une préférence de ces espèces pour

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

l'eau à "haute salinité". La littérature les nomme comme des espèces avec une large valence écologique.

- Insectes: *Diptera Chironomidae* (larves): trouvées même dans les amas des algues benthiques, elles ont une densité maximale dans la période printemps-été. On a vu qu'elles préfèrent l'eau à "moyenne salinité" tandis qu'elles sont moins nombreuses dans les stations à "haute et basse" salinité.
- Les Gastéropodes sont plus nombreux en printemps-été. Le seul genre présent est *Hydrobia*.
- Ostracodes, la préférence pour l'eau à "basse salinité" est très évidente. La station A a une moyenne annuelle de 6.700 individus/m², tandis la station C a 380 ind./m². La densité maximale a été enregistrée en automne-hiver; *Cyprideis littoralis* (G. S. Brady) 1868 et *Eucypris stagnalis* Tagliascchi 1969, se trouvent dans la station B, dans la station C *Eucypris stagnalis* et *Hemicythere villosa* (G.O. Sars) 1865, dans la station A.
- Amphipodes et Isopodes présentent la densité la plus basse. Pour les deux, les populations les plus riches se trouvent dans l'eau à "basse salinité". En particulier les Isopodes ont été absents pendant toute la recherche dans la station C

tandis que dans la station B leur présence est limitée au mois de décembre.

- Les Bivalves sont plus nombreux dans la station à "moyenne salinité". Les individus trouvés, qui appartiennent à l'espèce *Abra alba* (Wood 1802) et *Cerastoderma glaucum* (Poiret 1789). ont des dimensions inférieures aux celles rapportées par la littérature.
- Les Polychètes et les Plathelminthes ont une densité maximale en hiver et au printemps. Les genres présents sont *Nereis* et *Planaria*. Dans l'eau à "moyenne salinité" ont été trouvés les deux taxa, mais les Polychètes peuplent même l'eau à "basse salinité".
- Les Nématodes sont présents surtout dans l'eau à "basse salinité" avec des valeurs d'abondance toujours modestes.

DISCUSSION

Le bassin A montre un écosystème le plus complexe parce qu'y sont présents tous les taxons trouvés; aussi bien, dans les peuplements du plancton que du benthos sont les plus nombreux. Suivent, selon l'ordre, les stations B et C (tab.2)

La salinité joue un rôle important comme facteur limitant, en particulier dans la station C, où l'on a relevé un nombre infé-

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne

rieur de taxons et une basse densité numérique. Dans le zooplancton, les Copépodes (nauplii), les Rotifères, les Bivalves (larves) semblent être les taxons le plus influencés par le facteur "salinité". En effet dans les fluctuations annuelles, on remarque la correspondance entre valeurs minimales de salinité et densité maximale d'individus. En particulier les Rotifères ont été absents dans la station C, pendant toute l'étude; les Nématodes et les Polychètes ne semblent pas être influencés par le facteur "salinité" dans leur dynamique, et même pour les Copépodes il n'est pas possible de définir l'influence de la salinité comme facteur limite. Il s'ensuit donc que dans les stations C et B les variations d'abondance des taxons susmentionnés sont liées aux modifications du gradient salin. Parmi le benthos on a pu observer que cinq taxons sur dix trouvés (Isopodes, Amphipodes, Ostracodes, Nématodes et Gastéropodes), ont des populations plus nombreuses dans la station A; quatre taxons (Diptères au stade larvaire, Bivalves, Annélides, Plathelminthes), dans la station B et seulement un taxon, les Copépodes, dans la station C. La densité des peuplements semble donc être influencée principalement par la teneur saline. En outre, en examinant la richesse en taxa de différentes stations, on remarque que dans la station A sont présents tous les taxa trouvés de même dans la B, tandis que

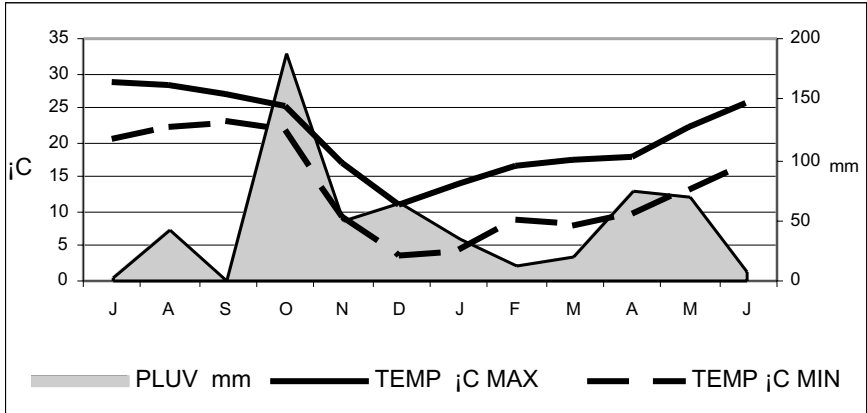
Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

DONNÉS MÉSOLOGIQUES									
	STATION A			STATION B			STATION C		
	SAL. ‰	0:‰	°C	SAL. ‰	0:‰	°C	SAL. ‰	0:‰	°C
J	52.0	58.0	24.7	60.0	62.0	24.2	72.0	49.0	21.9
A	63.0	32.0	19.3	71.0	95.0	19.1	75.0	100.0	19.0
S	60.0	78.0	17.0	64.0	108.0	17.7	56.0	123.0	18.3
N	45.0	70.0	9.2	51.0	87.0	9.6	67.0	94.0	10.9
D	47.0	78.0	8.1	50.0	79.0	5.7	55.0	101.0	7.7
J	39.0	92.0	7.2	43.0	93.0	7.5	46.0	95.0	8.3
F	35.0	76.0	12.2	42.0	110.0	12.7	43.0	117.0	13.5
M	38.0	53.0	14.8	52.0	82.0	14.9	45.0	139.0	17.4
A	44.0	60.0	16.0	65.0	66.0	15.6	48.0	68.0	17.5
M	46.0	73.0	19.0	54.0	75.0	18.7	65.0	80.0	18.7
J	53.0	90.0	22.2	64.0	80.0	22.1	73.0	82.0	22.3
J	53.0	100.0	23.0	61.0	83.0	22.4	75.0	85.0	22.3
S	55.0	129.0	23.0	72.0	94.0	20.6	81.0	82.0	20.9
O	54.0	71.0	15.3	61.0	66.0	15.5	73.0	64.0	15.7
N	50.0	97.0	12.7	51.0	91.0	12.3	65.0	83.0	12.4
Moyenne	48.9	77.1	16.2	57.4	84.7	15.9	62.6	90.8	16.5
σ n-1	8.0	23.0	5.6	9.2	14.3	5.6	12.7	23.3	4.9

CONDITIONS CLIMATIQUES			
	TEMP °C	TEMP °C	PLUV mm
	MAX	MIN	
J	28.6	20.1	1.5
A	28.3	22.2	42.1
S	26.7	23	1
O	24.9	21.8	187.1
N	16.9	9	50
D	10.8	3.6	64.2
J	13.8	4.5	33.5
F	16.4	8.7	12
M	17.1	7.6	19.1
A	17.5	9.3	74.2
M	22.2	13.1	68.5
J	25.3	16.6	8.6
Moyenne	20.7	13.3	46.8
σ n-1	6.0	7.2	51.3

Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans une saline de la Sardaigne



Tab.1 Données météorologiques : Salinité, température et pourcentage d'oxygène et conditions climatiques

dans la C ils sont absents Isopodes, Amphipodes, Nématodes, et donc pour eux la haute salinité, caractéristique de cette station, semble être un facteur limite (tab.2). Nous pouvons déduire qu'il n'existe pas une relation entre les variations de la salinité enregistrées pendant la période d'étude et les variations de la densité des peuplements.

Au contraire, en considérant les moyennes annuelles de la salinité et du zooplancton, il résulte que tous les taxa sont inversement proportionnelles à la salinité hormis que les Copepodes et les Mollusques Bivalves. Pour ce qui concerne le zoobenthos, les formes sédentaires (Bivalves,

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

ZOOBENTHOS Nm ²	STAT. A	STAT.B	STAT. C
COPEPODA	*****	*****	*****
BIVALVIA	**	***	**
ANELLIDA	***	***	*
PLATELMINTA	**	***	**
OSTRACODA	****	***	**
DIPTERA (LARVAE)	****	*****	****
GASTROPODA	****	***	**
ISOPODA	**	*	-
AMPHIPODA	****	*	-
NEMATODA	****	*	-
ZOOPLANKTON Nm ³	STAT. A	STAT.B	STAT. C
ROTIFERA	***	**	-
COPEPODA	****	***	***
NAUPLI COPEPODA	*****	*****	****
BIVALVIA (LARVAE)	*****	*****	***
POLYCHAETA (LARVAE)	**	*	-
NEMATODA	**	**	**

LEGENDE

***** > 10,000

IND

**** > 5,000

*** > 1,000

** > 100

* < 100

- ABSENT

Tab.2 Richezza en taxa

Polychètes, Platelmines et les larves des Dipteres) ne sont pas soumises à l'influence de ce facteur, au contraire des formes plus vagiles qui semblent être à lui corrélées.

**Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans
une saline de la Sardaigne**

BIBLIOGRAPHIE

COTTIGLIA M., MASCIA C., TAGLIASACCHI MASALA M.L. 1973 - Fenomeni di degradamento in ambiente salmastro. *La programmazione in Sardegna* **48**:1-12

COTTIGLIA M., TAGLIASACCHI MASALA M.L., SERRA E. - 1983 a- Relations trophiques dans une lagune littorale tyrrhenienne - 1. Réseaux basés sur le phytoplancton, le tripton et les dépouilles animales. *Rapp.Comm.int. Mer Médit.*,28,6

—1983 b- Relations trophiques dans une lagune littorale tyrrhenienne - 2. Réseaux basés sur le phytobenthos et le detritus. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 28,6

DE MARTIS B., MARCHIONI A., BOCCHIERI E., ONNIS A. - 1983 - Ecologia e flora dello Stagno di Santa Gilla (Cagliari). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie Series B* 86:377-409

DE MARTIS B., DE MIRANDA RESTIVO M.A., MOCCI DEMARTIS A., SERRA E.-1992 - Study of the Saltwater Pond at Capoterra, Southern Sardinia: General Characteristics. *Environmental Management* XVI,3:381-388

DE MIRANDA RESTIVO M.A., DURANTE L., SERRA E. - 1992 - Puplements benthoniques dans des différents substrats d'une saline. *Rapp. Comm.int. Mer Médit.* **33**.

DE MIRANDA RESTIVO M.A., SERRA E., BRATTINA F., MASALA M.A. - 1993 - Studio di una laguna della Sardegna Meridionale (Stagno di Capoterra). Zoobenthos e zooplancton. *Boll. Soc. Sarda Sc. Nat.* **XXIX**:45-57.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

SERRA E., RONI C. - 1984 - Produzione e consumo di fito-plancton in una laguna sarda (S.Gilla). *Rend. Sem. Fac. Sc. Univ. Cagliari* Suppl.**LIV**:29-39.

—1986 - Nutrienti e biomasse fitoplanctoniche nello "Stagno" di S.Gilla (Cagliari). *Rend. Sem. Fac. Sc. Univ. Cagliari* **LVI**,2:63-78.

M.A. de Miranda, L. Durante, E. Serra
**Zoocenoses dans les bassins de première évaporation dans
une saline de la Sardaigne**

* Département de Biologie Animal et Ecologie, Université de Cagliari
(Italie)

MEDITERRÁNEA

**Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE**

**Paisajes amenazados de la cuenca
mediterránea. Aplicación del SIG en el
análisis de la dinámica de usos del territorio
(1956-1998) en la Vall de Gallinera (Alicante-
España)**

Índice

Portada

Créditos

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea. Aplicación del SIG en el análisis de la dinámica de usos del territorio (1956-1998) en la Vall de Gallinera (Alicante-España).	5
Resumen	5
Resumé	6
Summary	7
Introducción	8
Área de estudio	10
Material y método	12
Análisis de la dinámica paisajística general en la Vall de Gallinera	16
Resultados	18
Análisis de la dinámica general de usos en La Vall de Gallinera	18
Cambios espacio-temporales en el paisaje de la vall de gallinera. Análisis crosstab del periodo 1956-1998	25
Análisis crosstab 1956-1998	26
Conclusiones	33
Bibliografía	36

José Emilio Martínez Pérez, Joaquín Martín Martín,
Seva Román

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea. Aplicación del SIG en el análisis de la dinámica de usos del territorio (1956-1998) en la Vall de Gallinera (Alicante-España) (nota 1)

José Emilio Martínez Pérez *

Joaquín Martín Martín *

Eduardo Seva Román *

RESUMEN

Los paisajes, al igual que el resto de unidades ecológicas, son entes dinámicos. En un paisaje agroforestal, como el de la Vall de Gallinera, encontramos una fuerte dependencia antrópica. El paisaje se mantiene, y evoluciona, debido a la intervención humana. Así, los cambios que se producen en la dinámica socioeconómica del municipio se reflejan en el paisaje.

Para determinar el dinamismo del paisaje se ha optado por el uso combinado del SIG IDRISI, utilizando el análisis CROSSTAB, junto a una de las fuentes de datos más objetivas: la fotografía aérea. Con

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

el fin de facilitar la cuantificación de las tasas de cambio se ha procedido a generar una serie de cartografías simplificadas. En estos mapas se han considerado las siguientes clases genéricas: cultivos, abandono, natural y otros.

Gracias a los análisis realizados se pone de manifiesto la necesidad de actuar urgentemente sobre un entorno deprimido, sometido a una elevada tasa de abandono agrícola, durante las últimas décadas. Estos procesos de abandono conllevan importantes riesgos ambientales (aumento de la tasa de erosión y peligro de incendios forestales, entre otros) a los que se debe hacer frente antes de que se conviertan en un grave problema para la gestión del territorio.

RESUMÉ

Les paysages, comme le reste des unités écologiques, sont des entités dynamiques. Dans un paysage agroforestier, comme celui du "Vall de Gallinera", nous trouvons une forte dépendance anthropique. Le paysage se maintient et évolue, cause de l'intervention humaine. Ainsi les changements qui se produisent dans le dynamisme socio-économique de la municipalité se reflètent sur le paysage.

Pour déterminer le dynamisme du paysage, on a adopté pour son usage combiné le SIG IDRISI utilisant l'analyse CROSSTAB, avec des données plus objectives: la photographie aérienne. Afin de faciliter la quantification des taxes de changements on a procédé à une série de cartographies simplifiées. Sur ces cartes, on a considéré les différentes classes génériques: cultures, abandon, naturel ou autres.

Grâce aux analyses réalisées, il est urgent d'agir sur un entourage déprimé, soumis à une taxe élevée d'abandon agricole, durant les dix

dernières années. Ce processus d'abandon comportent des risques sur l'environnement importants (augmentation de taxe d'érosion et danger des incendies forestiers entre autre) auxquels il faut faire face avant qu'ils se convertissent en grave problème pour la gestion du territoire.

SUMMARY

As all the other ecological units, landscapes are considered dynamic entities. In an agroforestral landscape as the one of "Vall de Gallinera" is, we can find a high antropic dependence. The landscape is maintained, and it developes itself due to the human intervention. Thus, the changes produced in the socio-economical dynamics of the municipality are reflected in landscape. To determine the landscape dynamics, a combined use of GIS IDRISI, using CROSSTAB analysis, combined with aerial photography has been used. To make easier the change rate quantification, a series of simplified cartographies has been generated. In these maps we have considered the following generic classes: farmland, abandonment, natural and others.

Through the analysis performed, the need to act urgently on a depressed environment, put under a high agricultural abandonment rate during the last decades, is remarked. These abandonment processes carry on important environmental risks (erosion rate increase, forestal fires danger, etc..) which we must face before they become a bigger problem to the land management.

Key words: Landscape change, Abandonment, Mountain areas, GIS, Alicante, Spain.

Palabras clave: Cambio paisajístico, abandono, áreas de montaña, SIG, Alicante-España.

Mots clés: Change du paysage, Abandon, Aire montaigneuse, SIG, Alicante, Espagne.

INTRODUCCIÓN

Los paisajes, como el resto de unidades ecológicas, son entes dinámicos. Este dinamismo se refleja en su estructura, en su función y en su patrón espacial (DUNN *et al.*, 1990). El paisaje está formado por una serie de elementos agrupados (hábitats, comunidades y usos del territorio), cuya configuración espacial depende de la combinación de factores ambientales y humanos (FORMAN & GODRON, 1986). En un paisaje agroforestal, como el de la Vall de Gallinera, encontramos una fuerte dependencia antrópica. El paisaje se mantiene por la intervención humana directa. Así, los cambios en las prácticas de gestión, en la dinámica social, política y económica, a escala local, se reflejan en cambios del paisaje (DI CASTRI & HADLEY, 1988).

La detección de las tasas y patrones de cambio, en el paisaje, son aspectos fundamentales en la investigación ecológica del territorio (LUBCHENCO *et al.*, 1991).

Primeramente, el uso al que se destina el suelo juega un importante papel en el balance global de elementos, sobre todo del carbono, de gran relevancia para el cambio climático (HOUGHTON *et al.*, 1983; ADAMS *et al.*, 1990; TANS *et al.*, 1990). En segundo lugar, la limpieza del terreno, en cuanto a nuevas roturaciones y la eliminación de manchas de vegetación natural, supone un significativo aumento de la fragmentación del paisaje, sobre todo de las manchas de vegetación forestal o matorrales (FRANKLIN & FORMAN, 1987; RIPPLE *et al.*, 1991; LI *et al.*, 1992; SKOLE & TUCKER, 1993; WALLIN *et al.*, 1994), lo que supone un impacto negativo sobre la diversidad biológica de la zona (PULLIAM, 1988; CAREY *et al.*, 1992). Por último, el desarrollo de modelos en los que se considera el paisaje como un ente dinámico, supone la posibilidad de desarrollar un mejor diseño de áreas de conservación, ya que se parte de la descripción real del patrón, así como de la tendencia del paisaje (FRANKLIN & FORMAN, 1987), a través de una serie de tiempo. El análisis de la historia reciente a escala humana, y de los patrones de usos del territorio, ofrecen, en la actualidad, las bases para valorar los patrones del paisaje futuro y las consecuencias ambientales derivadas de los mismos (ZHENG *et al.*, 1997).

ÁREA DE ESTUDIO

Al norte de la provincia de Alicante, en la comarca de la Marina Alta, se encuentran una serie de valles paralelos, perpendiculares a la costa, entre los que se define la Vall de Gallinera (Figura 1). Este valle, que forma parte de la denominada *montaña alicantina*, se caracteriza por una morfología de estrecha cubeta y una abrupta orografía, debido al predominio de elementos carbonáticos en su litología. Este entorno ha sido históricamente adaptado a las necesidades de sus pobladores, siendo muestra de ello el complejo sistema de terrazas de cultivo edificado entre pendientes inaccesibles.

El clima, en líneas generales, sigue el patrón típico mediterráneo. Esto supone un importante déficit hídrico en los



Figura 1. Localización de la zona de estudio

meses estivales y un pico de precipitación durante el otoño (40% del total anual), alcanzándose valores anuales próximos a los 800 mm.

Como respuesta al clima y al sustrato, se puede concluir que la vegetación dominante se corresponde con los bosques de carrasca en las partes altas. Cuando se desciende, se entra en un matorral denso, típico de la maquia mediterránea, que va perdiendo entidad según nos aproximamos a las áreas cultivadas. Parte del dominio potencial está ocupado por diferentes repoblaciones de pino carrasco de buen desarrollo. La presencia de barrancos y cauces de aguas intermitentes enriquece la vegetación con especies propias de suelos más húmedos. Algunas áreas del valle, principalmente las de solana, presentan un aspecto más degradado. Esto se debe a una histórica explotación ganadera, y de extracción de leña y carboneo, además de la incidencia de repetidos incendios forestales (MARTÍNEZ, 1999).

La agricultura tradicional ha ido perdiendo terreno desde la década de 1950. Desde esos años, los cultivos abancalados más elevados, y descendiendo progresivamente a menores cotas, han ido dejando paso a la colonización por parte de la vegetación natural. Actualmente, nos encontramos con un mosaico revegetado cuya heterogeneidad es la respuesta a

los sucesos de abandono y a los diversos impactos provenientes de la mano del pastoreo, incendios, talas, etc. (MARTÍNEZ, 1999).

MATERIAL Y MÉTODO

Para determinar el dinamismo del paisaje de La Vall de Gallinera, en definitiva el cambio, se ha optado por una de las fuentes de datos más objetiva: la fotografía aérea. Así, el presente estudio representa el primer análisis sistemático de cambio del paisaje para La Vall, durante el periodo 1956 - 1998. Este municipio puede considerarse como área piloto de la dinámica del entorno de los paisajes tradicionales, de vocación agroforestal, de la media montaña mediterránea al Norte de la provincia de Alicante. Son numerosos los trabajos que recurren a la percepción remota, en la que se cuenta con series de fotografías aéreas para hacer un análisis objetivo de los procesos de cambio en el territorio (IVERSON *et al.*, 1989; DUNN *et al.*, 1990; GREEN *et al.*, 1994; ZHENG *et al.*, 1997), centrándose en los patrones y las tasas de conversión.

Para determinar, de forma más explícita, la cuantificación de las tasas de cambio en los diferentes usos del territorio, se ha procedido a una simplificación de los elementos carto-

grafiados para cada uno de los vuelos. Es decir, se ha pasado de una serie cartográfica con un elevado nivel de discriminación, materializado en algo más de una decena de usos del territorio, a una serie simplificada que refleja los cambios globales en los elementos predominantes del paisaje (cultivos, abandono, natural y otros). Con esta reagrupación de usos se pretende seguir la evolución lógica de un sistema agroforestal que sufre un proceso de abandono. De este modo, reflejamos el proceso de cambio de un sistema que pasa de vocación agrícola a forestal, a través de un proceso de abandono.

Las clases finales, con las que se ha realizado el análisis global de cambio, son: 1) Cultivos, categoría compuesta por la totalidad de elementos agrícolas del valle. Tales elementos se resumen en: cultivo en llano, cultivo en terraza, cereal, huerta y, por último, los grandes árboles; 2) Abandono, formada por las dos categorías de abandono consideradas en el trabajo. El criterio de identificación de estas clases se ha basado en la discriminación de la estructura de bancal. Esta es la segunda etapa en la serie hacia la recuperación de tierras por parte de la vegetación natural; 3) Natural, recreada con las categorías de las diferentes tipologías de matorral existentes, así como con la vegetación riparia y los pinares.

Aunque la tercera categoría sería la etapa final para la serie general evolutiva del territorio, a la hora de cuantificar las superficies se ha considerado una cuarta clase en la que se contemplan otros usos que no pueden encajar en ninguna de las categorías anteriores. Estos usos se definen como: movimientos de tierra, puntos de erosión y núcleos de población, ya que también intervienen en la distribución total de superficies. Esta última clase no se ha considerado en los análisis de cruce (CROSSTAB) entre diferentes años, ya que al ser escasamente representativa, y mantener una distribución territorial dispersa, inducía a un incremento en el error de los cálculos realizados por el SIG. En todos los casos se ha procedido a un filtrado, utilizando el parámetro estadístico de la moda, para sustituir esas pequeñas superficies por la categoría representada más próxima (EASTMAN, 1997).

Como se comentaba anteriormente, el análisis de cambio espacio-temporal se desarrolla en el SIG IDRISITM a través del módulo CROSSTAB (EASTMAN *et al.*, 1995; EASTMAN, 1997). Este módulo proporciona una técnica comparativa entre imágenes, en este caso cartografías temáticas, cuando éstas contienen datos cualitativos (usos del territorio). El aspecto más importante del CROSSTAB es la posibilidad de calcular la totalidad de posibles combinaciones entre los elementos de dos imágenes separadas por un intervalo de

tiempo. De este modo, es posible conocer qué zonas siguen perteneciendo al mismo elemento, qué otras superficies han cambiado y, finalmente, cuáles han sido los elementos de sustitución.

Otro aspecto importante, derivado de la utilización de este sistema de comparación, es la obtención de una matriz cruzada entre los datos de las imágenes objeto de comparación. El análisis de esta matriz de clasificación cruzada debe basarse en una comparación entre los datos pertenecientes a la diagonal principal y los que están fuera de ésta. La diagonal comprende las celdas que no han sufrido cambio a lo largo del periodo tratado, mientras que los datos fuera de la diagonal representan las celdas que han incorporado cambio.

Adicionalmente, se obtienen varias medidas de asociación entre las diferentes imágenes, donde es necesario destacar el Índice Kappa (ROSENFELD & FITZPATRICK-LINS, 1986; CARSTENSEN, 1987), también conocido como KIA (Kappa Index of Agreement). Este índice se considera particularmente importante, por su sencillez y fiabilidad, en la evaluación de la precisión con la que se pueden distinguir las celdillas en que se producen, o no, modificaciones de categoría (FUNG & LEDREW, 1988). El KIA presenta un rango de valo-

res entre **-1** y **1**, indicando el grado de concordancia entre las dos imágenes analizadas. Si el valor de Kappa es **1**, las imágenes están en perfecta concordancia y no se han producido cambios. Es decir, si el índice presenta valores elevados, implica una continuidad del área de distribución del elemento analizado. Si, por el contrario, una de las imágenes es completamente distinta a la otra, el índice tendrá valor **-1**. Los índices bajos, suponen un cambio en las zonas de distribución del elemento a lo largo del periodo considerado. Cuando los cambios que aparecen en el contraste de las imágenes se atribuyen al azar, el índice Kappa es cero.

Índice Kappa: $K_i = (P_{ii} - P_i \cdot P_{.i}) / (P_i - P_i \cdot P_{.i})$

Donde,

P_{ii} = proporción de la imagen en que la categoría *i* coincide en ambas fechas.

P_i = proporción de la categoría *i* en la imagen de *referencia*.

$P_{.i}$ = proporción de la categoría *i* en la imagen de *no referencia*.

ANÁLISIS DE LA DINÁMICA PAISAJÍSTICA GENERAL EN LA VALL DE GALLINERA

El análisis de cambio, desde un punto de vista global, se ha desarrollado en dos vertientes: en primer lugar se ha proce-

dido a un análisis de la evolución de las superficies para los cuatro usos simplificados, reseñados anteriormente. En éste, se observa cómo se ha ido modificando la estructura del paisaje, sin tener en cuenta la localización del fenómeno evolutivo. En segundo lugar, a modo de visión general, se utilizan las imágenes reclasificadas de los vuelos de 1956 y 1998 para observar de qué manera se ha producido el cambio espacial. Este paso permite localizar el cambio sobre el territorio, al tiempo que favorece el análisis mediante la relación con factores y elementos del medio físico.

El patrón paisajístico que se observa en la actualidad es producto de las interacciones naturales y sociales (NAVEH & LIEBERMAN, 1984). Los atributos físicos del paisaje, como la topografía o la naturaleza microclimática de determinadas localizaciones, juegan un importante papel, tanto en la determinación de la vegetación natural, que se desarrolla en el paisaje, como en la selección por parte del hombre de un determinado territorio para desarrollar un uso específico (FERNÁNDEZ *et al.*, 1992).

Partiendo de la tendencia humana a transformar el entorno, se observa que el patrón sucesional del territorio, en el tiempo y en el espacio, depende del régimen de las perturbaciones antrópicas, de las características naturales del medio,

tanto bióticas como físicas, así como de la heterogeneidad de partida, producida por los usos previos (PREISS *et al.*, 1997).

Los paisajes rurales, y La Vall no es una excepción, son una combinación de bosque, matorrales y superficies agrícolas adaptados a las necesidades de los pobladores (SÁNCHEZ, 1995). Este espacio agrario, destinado en la mayoría de casos a la subsistencia, ocupa una extensión reducida en la media montaña mediterránea. Los usos más naturales, entre los que se identifican las distintas tipologías de matorral o bosque, suelen ocupar entre el 60% y el 70% del término municipal, frente a un escaso 30% que ocupan las labores agrícolas, siempre con una clara tendencia a la baja (SÁNCHEZ, 1995).

RESULTADOS

Análisis de la dinámica general de usos en La Vall de Gallinera

Cuando realizamos el análisis temporal del territorio, a partir de los diferentes vuelos editados, podemos observar cómo la distribución de superficies se inclina hacia la pérdida de espacios agrícolas, a través de un importante proceso de abandono, siendo sustituidos por la vegetación natural.

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea

USO (ha)	VUELOS				
	1956	1977	1989	1994	1998
Cultivo	1865.8	1629.0	1237.0	964.6	835.5
Abandono	22.9	416.2	489.6	521.7	227.6
Natural	3482.2	3309.0	3610.0	3817.8	4235.2
Otros	39.2	56.1	73.7	106.2	112.2
Total	5410.3	5410.3	5410.3	5410.3	5410.3

Tabla 1. Evolución general de las superficies de usos del territorio en La Vall de Gallinera, expresadas en hectáreas.

Las cifras que se muestran en la Tabla 1 ponen de manifiesto que el paisaje de La Vall de Gallinera, es vulnerable, al igual que la gran parte de territorios rurales de la montaña mediterránea, ya que su permanencia en el tiempo está condicionada por la permanencia de los pobladores.

Todo paisaje agroforestal, en un entorno de montaña mediterránea, se basa en dos elementos fundamentales (SÁNCHEZ, 1995). De un lado, en unas condiciones ecológicas especiales que hacen muy difícil su mantenimiento. La distancia a los núcleos de población, la pendiente, una defi-

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

USO (%)	VUELOS				
	1956	1977	1989	1994	1998
Cultivo	34.5	30.1	22.9	17.8	15.4
Abandono	0.4	7.7	9.1	9.6	4.2
Natural	64.4	61.2	66.7	70.6	78.3
Otros	0.7	1.0	1.4	2.0	2.1
Total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Tabla 2. Evolución general de las superficies de usos del territorio en La Vall de Gallinera, expresadas en porcentajes.

ciente red de caminos, escasos rendimientos económicos y determinadas variaciones, en el microclima, hacen que la motivación por el trabajo agrícola vaya perdiéndose. Por otra parte, la sociedad creadora de este tipo de entorno se está desestructurando, por lo que desaparece el elemento humano que lo ha sostenido.

En las últimas décadas se ha producido una serie de transformaciones socioeconómicas que han actuado como el percutor para el decaimiento del sistema agrícola en La Vall. La fuerte emigración hacia zonas más prósperas, en busca de

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea

mejores condiciones de vida, provocó grandes desequilibrios demográficos que se reflejan en una población envejecida. Esta dinámica poblacional regresiva, tendente a la desaparición de clases jóvenes, supone la ruptura de la estructura social de la comunidad y de la actividad productiva (MARTÍN, 1995).

Los datos que se desprenden del análisis muestran una importante reducción en la presión explotadora del entorno.

Evolución General (1956-1998)

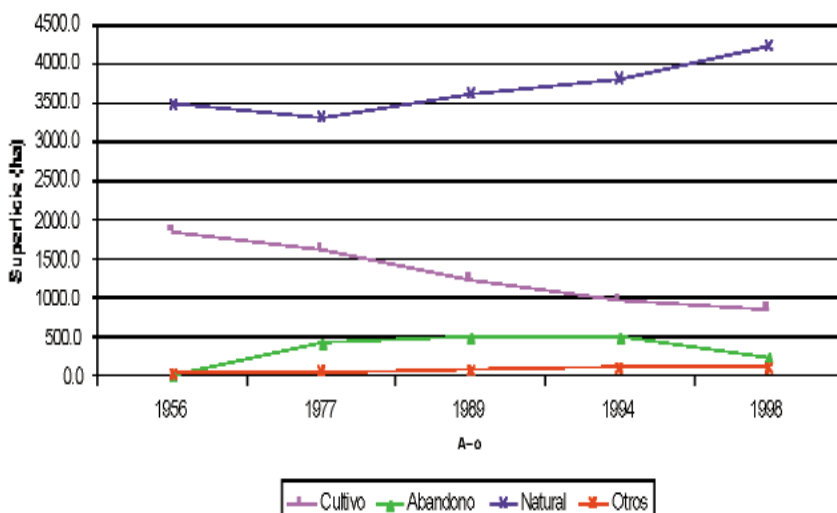


Gráfico 1. Evolución general de las superficies de usos del territorio en La Vall de Gallinera, expresada en hectáreas.

Esta disminución es proporcional al patrón evolutivo de la población.

A lo largo del tiempo, el patrón paisajístico dominante, o matriz del territorio, es el uso forestal (Tabla 2). Partiendo de algo más de un 64% del territorio en 1956, con cerca de 3500 ha, se pasa a una situación de completa dominación con un 78% de la superficie del término municipal en 1998, cubriendo una extensión de más de 4200 ha.

Si observamos la tendencia seguida por la agricultura, rápidamente se aprecia un acelerado descenso de las superficies en explotación, debido, en su mayor parte, a razones de dinámica poblacional. En algo más de cuarenta años, se ha pasado de una explotación intensa, materializada en diferentes tipologías de usos agrícolas, con una ocupación próxima a las 1900 ha (más del 34% de la superficie territorial), a un laboreo con una superficie de trabajo de 835 ha, traducidas en un 15% del término municipal. Esto conlleva una reducción de más del 50% de la superficie agrícola en el periodo 1956-1998, con un considerable aumento de la fragmentación del entorno.

En los gráficos representados (Gráficos 1 y 2) es posible observar, de forma clara, la tendencia general de los usos del territorio en La Vall. Así, la agricultura ha ido cediendo

Evolución General de Superficies (1956-1998)

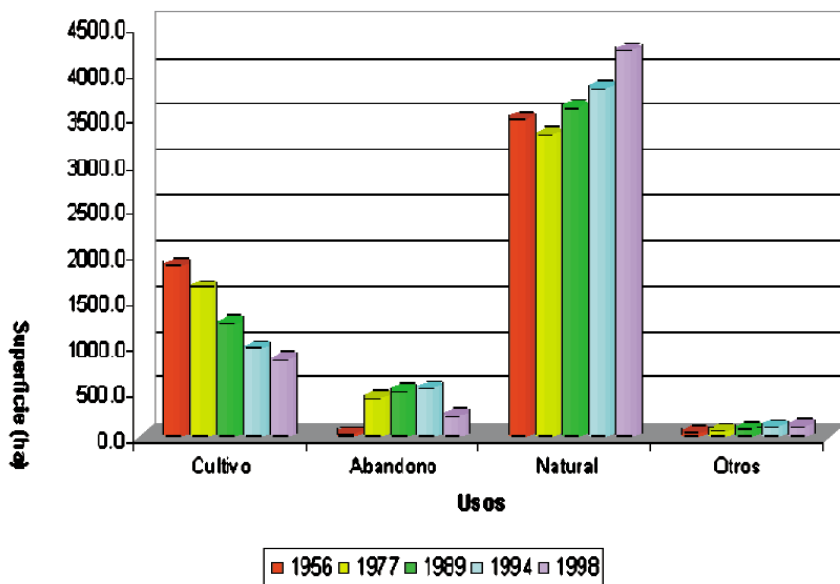


Gráfico 2. Representación gráfica de las superficies ocupadas por los diferentes usos en cada uno de los periodos analizados.

terreno a unos usos naturales, o forestales, caracterizados por una serie de elementos vegetales propios de la sucesión post-abandono en espacios tradicionalmente agrícolas.

La categoría expresada como abandono muestra una ligera tendencia ascendente, pasando de una mínima superficie

abandonada en 1956, próxima a las 23 ha, a un pico de cerca de 500 ha en 1994. El acusado descenso de superficie abandonada, cartografiada en 1998, con 227 ha, pone de manifiesto la recuperación natural del área, ya que el abandono ha sido cuantificado partiendo de la identificación de la estructura de bancal.

Los elementos relacionados con otros usos han mantenido una dinámica más estable a lo largo del tiempo, incrementándose gracias a las actuaciones dirigidas a una mejora de la red de caminos, a través de la montaña, así como la aparición, en casos puntuales, de nuevas roturaciones o transformaciones para ampliar explotaciones activas o recuperar algunas ya abandonadas. En este caso, se ha pasado de una ocupación próxima a las 39 ha, para alcanzar algo más de 110 ha, lo que supone poco más de un 2% del territorio. La evolución de esta clase no ha sido muy representativa, ya que 22.5 ha. pertenecen a los núcleos de población. Esto supone, respecto a la clase de otros usos, un 57% en 1956 y un 20% en 1998. Este elemento se ha considerado constante a lo largo del periodo de estudio, ya que no se han producido modificaciones destacables en los cascos urbanos a lo largo del periodo de tiempo analizado.

CAMBIOS ESPACIO-TEMPORALES EN EL PAISAJE DE LA VALL DE GALLINERA. ANÁLISIS CROSSTAB DEL PERIODO 1956-1998

Una vez analizada, de manera global, la dinámica de la superficie ocupada, por los diferentes usos tratados en La Vall, se pretende estudiar en qué modo se ha producido la variación espacial del fenómeno de cambio. Para este análisis general, centraremos la atención sobre los vuelos de

USO (ha)	VUELOS		CAMBIO (ha)
	1956	1998	1956-1998
Cultivo	1865.8	835.5	-1030.3
Abandono	22.9	227.6	204.7
Natural	3482.2	4235.2	753.0
Otros	39.2	112.2	73.0
Total	5410.3	5410.3	

Tabla 3. Evolución general de las superficies de usos del territorio, en La Vall de Gallinera, durante el periodo 1956-1998, donde se refleja la situación del cambio, en hectáreas. La expresión del cambio (1956-1998) se ha obtenido por resta simple de las superficies de los usos implicados en ambos vuelos.

1956 y 1998, ya que lo interesante es conocer, además de cómo, dónde se han producido los diferentes cambios.

En la Tabla 3 es posible apreciar las diferencias de superficie para estas dos instantáneas temporales. Cabe destacar el fuerte decrecimiento que se ha producido en la superficie cultivada respecto del vuelo de referencia (1956), favoreciéndose otras categorías en la dinámica de sucesión natural de la zona.

ANÁLISIS CROSSTAB 1956-1998

Para la realización del análisis de clasificación cruzada, como se cita en párrafos anteriores, se han utilizado las imágenes de usos generalizadas. Estas imágenes han sido tratadas, mediante un filtrado, en el que se utiliza la moda, para sustituir la clase *otros*, por la categoría más próxima. Este proceso se aplica con la intención de reducir el error producido por la distorsión de la fotografía aérea al digitalizar las manchas de usos más pequeñas y dispersas (EASTMAN, 1997). Las nuevas imágenes que contienen los principales usos del territorio son procesadas en el módulo CROSSTAB de IDRISI.

Una vez realizado el análisis se obtiene una serie de elementos de juicio para valorar la importancia y el grado de los

		USOS VUELO 1956			
		Cultivo	Abandono	Natural	Total
USOS VUELO 1998	Cultivo	33500	214	5225	38939
	Abandono	8092	36	2714	10842
	Natural	42387	769	147437	190593
	Total	83979	1019	155376	240374

Tabla 4. Indicación del número de celdillas (cada celdilla representa 225 m²) que han sufrido algún tipo de variación en el periodo de tiempo analizado. La diagonal principal (sombreada) representa las celdillas que no han cambiado.

cambios acontecidos en la Vall de Gallinera durante el periodo 1956-1998. Estos elementos se resumen en una matriz de transición de usos y en los datos aportados por el Índice KIA, además de obtener la representación cartográfica de las combinaciones entre los usos de 1956 y 1998.

A la hora de evaluar los resultados obtenidos en la matriz de transición, representados en la Tabla 4, se puede llegar a pensar que se ha producido algún tipo de incongruencia durante el análisis, ya que aparecen situaciones, aparentemente ilógicas, como la recuperación de espacios naturales,

Reparto de la Propiedad Catastral (1995)

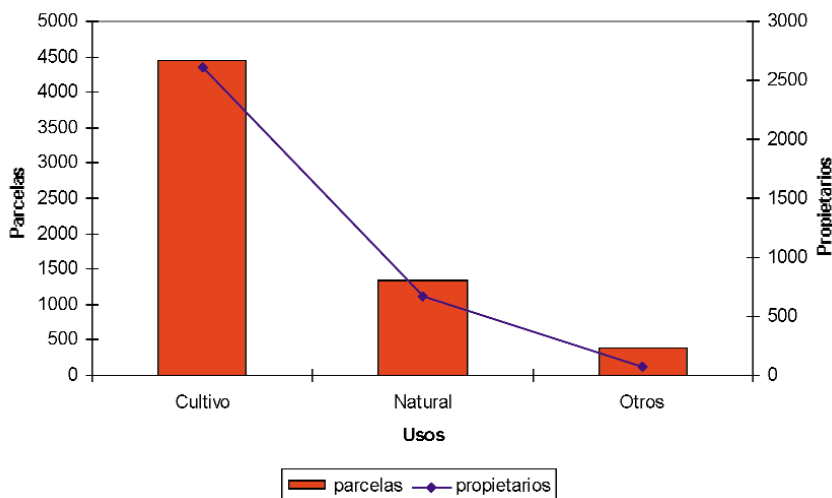


Gráfico 3. Representación del número de parcelas, y de propietarios, censados en el Catastro Rural de 1995, en el municipio de la Vall de Gallinera.

para nuevas roturaciones agrícolas, frente a una situación de abandono creciente. En respuesta a esto debemos recordar que hay un intervalo de tiempo de más de 40 años entre las dos situaciones analizadas, con la posibilidad de que se hayan producido múltiples combinaciones en la sucesión de usos. Además, debemos añadir otra particularidad del Valle, ya que la tierra está repartida en forma de pequeñas parcelas entre un gran número de propietarios, con una irregular

Paisajes amenazados de la cuenca mediterránea

distribución de la propiedad en el municipio. Esto provoca una situación de aleatoriedad en el comportamiento de los usos del territorio, siendo una de las causas de la heterogeneidad y de la inexistencia de un patrón de abandono, o de una actuación determinada, en la Vall.

En la revisión catastral de 1995 (Gráfico 3) aparecieron censadas cerca de 6200 parcelas, con un total de 3349 propietarios, que cubrían los diferentes usos de la totalidad del término municipal. En lo referente a uso agrícola, se registraron un total de 4454 parcelas con 2612 propietarios y una ocu-

		USOS VUELO 1956			
		Cultivo	Abandono	Natural	Total
USOS VUELO 1998	Cultivo	13.9	0.1	2.2	16.2
	Abandono	3.4	0.01	1.1	4.5
	Natural	17.6	0.3	61.4	79.3
	Total	34.9	0.41	64.7	100

Tabla 5. Indicación del porcentaje de superficie que se ha visto afectada por algún tipo de variación en el periodo de tiempo analizado. La diagonal principal (sombreada) representa el porcentaje de superficie que no ha cambiado.

pación del territorio próxima a las 1000 ha. Esto supone un tamaño medio de parcela de unos 2250 m², poniendo de manifiesto el problema comentado anteriormente.

Los datos de la matriz de transición muestran que la mayor parte de los cambios se han producido en detrimento de la superficie agrícola (cultivo/natural). En segundo lugar, según la superficie afectada, aparecen los cambios que reflejan la situación de abandono de las explotaciones agrícolas (cultivo/abandono). Por último, y en tercer lugar, destaca la categoría que informa sobre la transición de tierras naturales hacia un aprovechamiento agrícola (natural/cultivo). El resto de clases son menos representativas y quizá habría que mencionar la situación de paso de natural al abandono (natural/abandono), presuponiendo un periodo de tiempo intermedio en el que se produjo la explotación agrícola.

Para tener una mayor percepción del cambio producido, hemos partido de la matriz de transición para llegar a una nueva matriz que informa sobre los porcentajes de ocupación del suelo (Tabla 5). Así, observamos que, prácticamente, el 14% de las tierras del valle se han mantenido en su localización original, para formas de cultivo, frente a algo más del 60% de terreno natural que también ha conservado su distribución desde 1956, en el caso de vegetación natu-

		ANÁLISIS KIA	
		Ref. 1998	Ref. 1956
USOS	Cultivo	0.8357	0.3540
	Abandono	0.0015	0.0163
	Natural	0.6866	0.9225
KIA TOTAL		0.8137	

Tabla 6. Valores del Índice KIA obtenidos en la ejecución del módulo CROSSTAB para el par de imágenes 1956-1998. Bajo el epígrafe de Análisis KIA se muestran los valores obtenidos para cada uno de los usos. En primer lugar la imagen de referencia es 1998 y en segundo lugar 1956.

ral. Los cambios de usos más importantes, desde 1956, se han producido en la dirección de pérdida de superficie agrícola para aumentar las superficies de abandono y, posteriormente, de recuperación natural. A modo de síntesis, se debe indicar la pérdida de más del 50% de la superficie original con dedicación agrícola, lo que supone una grave crisis para el sostenimiento económico del territorio.

Por último, recurriendo al resultado del análisis KIA (Tabla 6), podemos decir que en la Vall de Gallinera, después de

analizar los usos del territorio, de forma general, existe una cierta tendencia al cambio. Esta dinámica evolutiva es bastante moderada. Algo más del 75% de la superficie del municipio no ha variado su distribución original de usos en los últimos cuarenta años. Esto queda reflejado en el valor del KIA total (0.8137).

Al analizar los resultados del KIA por usos, tomando el mapa de 1998 como imagen de referencia, volvemos a verificar que la gran parte de las superficies destinadas a la agricultura en 1956 han mantenido su localización espacial a lo largo del tiempo ($KIA_{\text{cultivo}1998} = 0.8357$). Si por el contrario, analizamos la situación tomando como referencia el vuelo de 1956 ($KIA_{\text{cultivo}1956} = 0.3540$), el resultado refleja una situación de cambio importante, ya que buena parte de la superficie destinada a la agricultura, en ese año, pasa a una situación diferente en 1998.

Las categorías relacionadas con el abandono muestran una fuerte inestabilidad temporal, con unos índices KIA muy bajos, mientras que el uso natural de la zona indica un mantenimiento de la ocupación original ($KIA_{\text{natural}1956} = 0.9225$) a lo largo del tiempo. Es decir, las superficies ocupadas por vegetación natural en 1956 se han mantenido, casi en su totalidad, hasta 1998. Aunque, las localizaciones

que actualmente aparecen como naturales ($KIA_{\text{natural}1998} = 0.6866$) anteriormente estaban dedicadas a otros usos, principalmente el agrícola.

CONCLUSIONES

Como apuntábamos al inicio de este trabajo, los paisajes son entes dinámicos cuya configuración espacial depende de la combinación de factores ambientales y humanos (FORMAN & GODRON, 1986) en la cuenca mediterránea. El desarrollo de modelos en los que se considera el dinamismo del paisaje supone la posibilidad de mejorar el diseño de áreas de conservación, ya que se parte de la descripción real del patrón, así como de la tendencia del paisaje en el tiempo (FRANKLIN & FORMAN, 1987). El análisis de la historia reciente, a escala humana, y de los patrones de usos del territorio ofrece, en la actualidad, las bases para valorar los patrones esperables del paisaje futuro y las consecuencias ambientales que puedan derivarse de los mismos (ZHENG *et al.*, 1997).

La agricultura tradicional ha ido perdiendo terreno desde la década de 1950. Desde esos años, los cultivos abancales más elevados, y descendiendo progresivamente a menores cotas, han ido dejando paso a la colonización por parte de la

vegetación natural. Este proceso implica un rápido recubrimiento vegetal por parte de las especies refugiadas en los márgenes y ofrece altos índices de diversidad en las primeras etapas del abandono (PARDO, 2000) Actualmente, nos encontramos con un mosaico revegetado cuya heterogeneidad es la respuesta a los sucesos de abandono y a los diversos impactos relacionados con acciones humanas (pastoreo, incendios, talas, etc..).

El análisis de cambio espacio-temporal se desarrolla en el SIG IDRISI a través del módulo CROSSTAB. El aspecto más importante de este módulo radica en la posibilidad de calcular la totalidad de posibles combinaciones entre los elementos de dos imágenes separadas por un intervalo de tiempo. De este modo, es posible conocer la entidad del cambio y los elementos de sustitución. Adicionalmente, se obtiene el Índice Kappa con el que se pueden distinguir las celdillas en que se producen modificaciones de categoría a lo largo del tiempo.

Al analizar los datos vemos que el patrón paisajístico dominante es el del uso forestal. Partiendo de algo más de un 64% del territorio en 1956 se pasa a una situación de dominación con un 78% de la superficie del término municipal en 1998.

La tendencia seguida por la agricultura supone un rápido descenso de las superficies en explotación, debido, en su mayor parte, a razones de dinámica poblacional. Se ha pasado de una explotación intensa (34% del territorio) a un laboreo mínimo, con una reducción de la superficie agrícola superior al 50%, lo que supone una grave crisis para el sostenimiento económico del territorio.

Recurriendo al resultado del análisis KIA, podemos decir que en la Vall de Gallinera, después de analizar los usos del territorio, de forma general, existe una cierta tendencia al cambio. Esta dinámica evolutiva es bastante moderada. Algo más del 75% de la superficie del municipio no ha variado su distribución original. Es preciso comentar aquí que la Vall de Gallinera, junto a otros tres enclaves similares del norte montañoso de Alicante, y aun considerándose tierras marginales, mantienen importantes dosis de laboreo agrícola gracias al magnífico rendimiento de frutales novedosos para el SE español, como es el caso de la cereza. Esta circunstancia, unida al hecho climático de unas precipitaciones anuales copiosas (800 mm.), propician que la heterogeneidad del mosaico sostenga una diversidad específica y de ambientes relativamente elevada. No ocurre lo mismo en territorios semiáridos de la misma provincia de Alicante, sometidos a cocientes de abandono similares y que se han visto trans-

formados drásticamente hacia escenarios deprimidos y poco diversos.

La peculiar dinámica de los usos del territorio puede explicarse, en buena parte, por la situación de alta fragmentación en el reparto de la propiedad de la tierra. Esto provoca una situación de aleatoriedad en el comportamiento del valle, siendo una de las causas de la heterogeneidad y de la inexistencia de un patrón de abandono, o de una actuación determinada, en la Vall.

El paisaje de la Vall de Gallinera es vulnerable, al igual que la gran parte de territorios rurales de la montaña mediterránea, ya que su permanencia en el tiempo está condicionada por la permanencia de los pobladores. Las acciones a emprender por parte de la Administración territorial en este conjunto de territorios, despensas de diversidad, han de serlo en un breve plazo de tiempo y contundentemente, si no se quiere asistir a una acelerada desestructuración de ambientes sometidos a las fuerzas que ejercen otros tipos de economías.

BIBLIOGRAFÍA

ADAMS, J.M., FAURE, H., TAURE-DENARD, L., MCGLADE, J.M. & WOODWARD, H.I. 1990. Increase in terrestrial carbon storage from the Last Glacial Maximum to the present. *Nature*, **348**(6303): 711-714.

CAREY, A.B., HORTON, S.P. & BISWELL, B.L. 1992. Northern spotted owls: influence of prey base and landscape character. *Ecological Monographs*, **62**: 223-250.

CARSTENSEN, L.W. 1987. A measure of similarity for cellular maps. *The American Cartographer*, **14**(4): 345-358.

DI CASTRI, F. & HADLEY, M. 1988. Enhancing the credibility of ecology: Interacting along and across hierarchical scales. *GeoJournal*, **17**: 5-35.

DUNN, C.P., SHARPE, D.M., GUNTENSPERGEN, G.R., STEARNS, F. & YANG, Z. 1990. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In: TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (Eds.) *Quantitative methods in Landscape Ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer-Verlag. New York. 536 pp.

EASTMAN, J.R. 1997. *Idrisi: a grid-based geographic analysis system*. Version 2.04 for Windows®. Clark University: Worcester. Massachusetts.

EASTMAN, J.R., MCKENDRY, J.E. & FULK, M.A. 1995. *Explorations in geographic information systems technology. Change and time series analysis*. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR). Switzerland. 119 pp.

FERNÁNDEZ, R., MARTÍN, A., ORTEGA, F. & ALES, E.E. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology*, **7**(1): 3-18.

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 619 pp.

FRANKLIN, J.F. & FORMAN, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, **1**: 5-18.

FUNG, T. & LEDREW, E. 1988. The determination of optimal threshold levels for change detection using various accuracy indices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **54**(10): 1449-1454.

GREEN, K., KEMPKA, D. & LACKEY, L. 1994. Using remote sensing to detect and monitor land-cover and land-use change. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **60**(3): 331-337.

HOUGHTON, R.A., HOBBIE, J.E., MELILLO, J.M., MOORE, B., PETERSON, B.J., SHAVER, G.R. & WOODWELL, G.M. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1900: A net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecology Monographs*, **53**: 235-262.

IVERSON, L.R., GRAHAM, R.L. & COOK, E.A. 1989. Applications of satellite remote sensing to forested ecosystems. *Landscape Ecology*, **3**(2): 131-143.

LI, H., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J. & SPIES, T.A. 1992. Developing alternative forest cutting patterns: a simulation approach. *Landscape Ecology*, **8**(1): 63-75.

LUBCHENCO, J., OLSON, A.M., BRUBAKER, L.B., CARPENTER, S.R., HOLLAND, M.M., HUBBELL, S.P., LEVIN, S.A., MACMAHON, J.A., MATSON, P.A., MELILLO, M.M., MOONEY, H.A., PETERSON,

C.H., PULLIAM, H.R., REAL, L.A., REGAL, P.J. & RISSER, P.G. 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology*, **72**: 371-412.

MARTÍN, M.I. 1995. La mutación del paisaje en la sierra de Ávila: de los usos agrarios al abandono. In: DOMÍNGUEZ, M.R. & LÓPEZ, A.T. (Coords.). *La conservación del paisaje rural. Nuestros sistemas agrarios tradicionales: valores, problemática y futuro*. Actas de las VIII Jornadas sobre el paisaje. Segovia. 285 pp.

MARTÍNEZ PÉREZ, J.E. 1999. *Modelización de parámetros climáticos para la estimación de la distribución potencial de la vegetación, natural y cultivos, en La Vall de Gallinera (Alicante), mediante la utilización de un SIG*. Tesis de licenciatura. Universidad de Alicante. 148 pp.

NAVEH, Z. & LIEBERMAN, A.S. 1984. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag. New York. 358 pp.

PARDO, I. 2000. *Estudio sobre la función de los márgenes en la conservación de la biodiversidad en sistemas agrícolas aterrazados. Caso de estudio: la Vall de Gallinera (Alicante)*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Alicante.

PREISS, E., MARTIN, J.L. & DEBUSSCHE, M. 1997. *Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna*.

PULLIAM, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *The American Naturalist*, **132**: 652-661.

RIPPLE, W.J., BRADSHAW, G.A. & SPIES, T.A. 1991. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation*, **57**: 73-88.

ROSENFELD, G.H. & FITZPATRIC-LINS, K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **52**(2): 223-227.

SÁNCHEZ, J. 1995. Paisaje agrario tradicional: un elemento clave en la pluriactividad de la montaña mediterránea. In: DOMÍNGUEZ, M.R. & LÓPEZ, A.T. (Coords.) *La conservación del paisaje rural. Nuestros sistemas agrarios tradicionales: valores, problemática y futuro*. Actas de las VIII Jornadas sobre el paisaje. Segovia. 285 pp.

SKOLE, D. & TUCKER, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, **26**: 1905-1910.

TANS, P.P., FUNG, I.Y. & TAKAHASHI, T. 1990. Observational constraints on the global atmospheric CO₂ budget. *Science*, **247**: 1431-1438.

WALLIN, D.O., SWANSON, F.J. & MARKS, B. 1994. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry. *Ecological Applications*, **4**(3): 569-580.

ZHENG, D., WALLIN, D.O. & HAO, Z. 1997. Rates and patterns of landscape change between 1972 and 1988 in the Changbai Mountain area of China and North Korea. *Landscape Ecology*, **12**: 241-254.

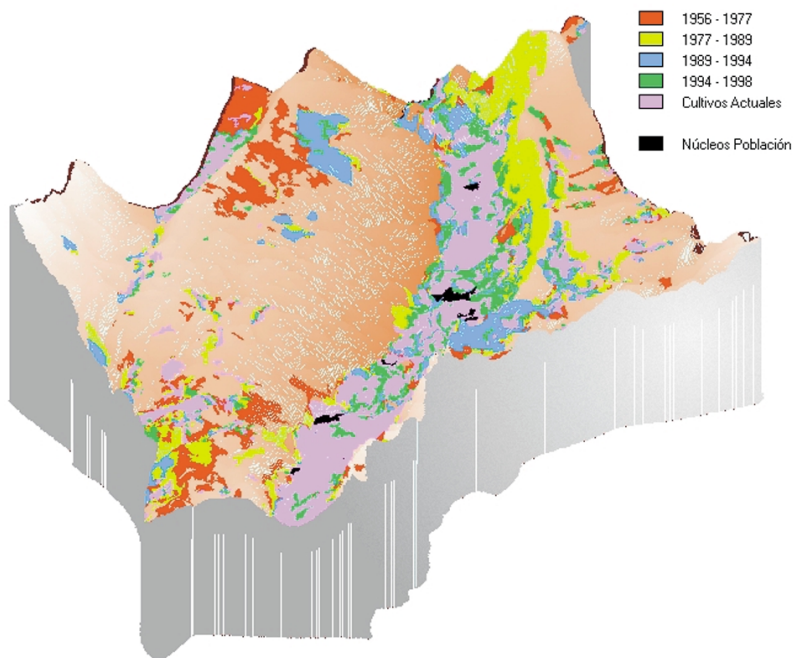


Imagen 1.- Dinámica del abandono por tramos temporales en Vall de Gallinera, en una imagen tridimensional en la que se incluyen los cultivos aterrazados actuales.

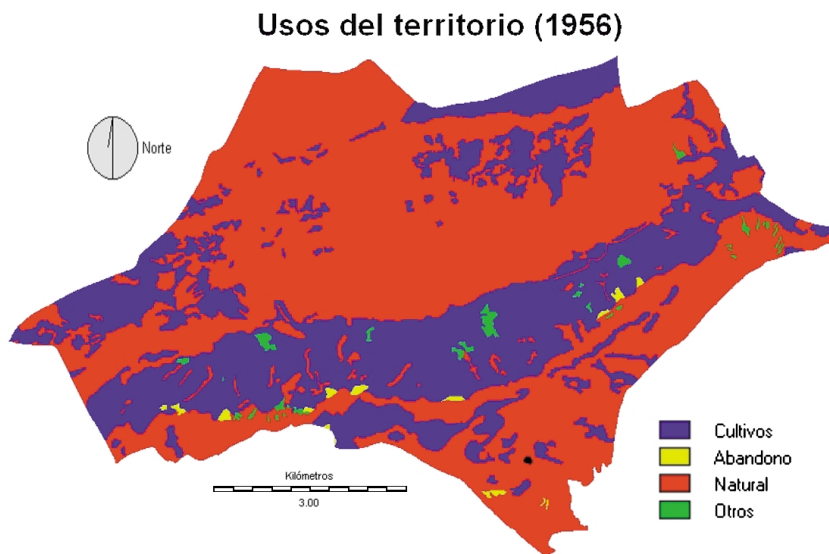


Imagen 2.- Mapa de distribución de los usos del territorio en Vall de Gallinera extraídos a partir del vuelo de 1956.

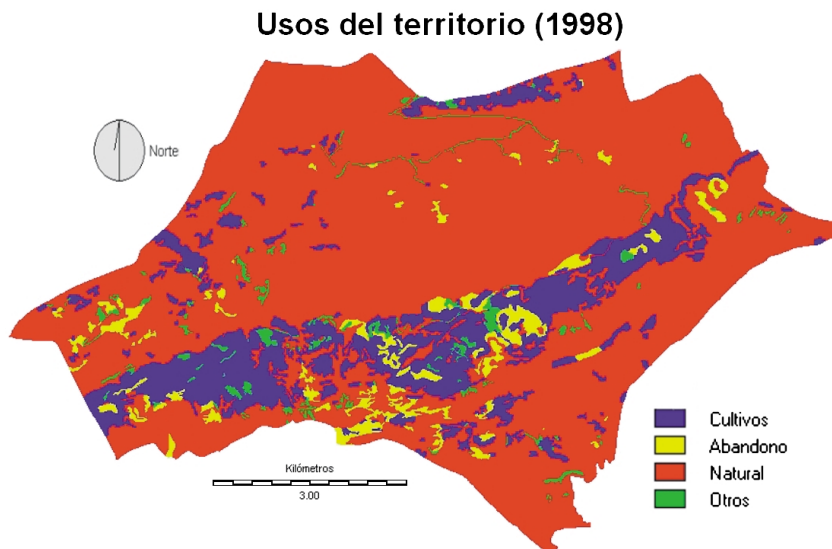


Imagen 3.- Mapa de distribución de los usos del territorio en Vall de Gallinera extraídos a partir del vuelo de 1998.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

* Departamento de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.

1 Trabajo que se realiza dentro del Proyecto AMB96-1059, financiado por la CICYT.

MEDITERRÁNEA

Epoca II. N.º 17
SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

**Efectos de la erosión del suelo sobre los
patrones de la vegetación y su composición
florística. Una revisión bibliográfica**

Índice

Portada

Créditos

**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones
de la vegetación y su composición florística.**

Una revisión bibliográfica	5
Resumen	5
Abstract	6
Résumé	7
Introducción	8
La influencia de la vegetación en la disminución de la erosión del suelo	9
Cómo afecta la erosión a la vegetación	13
La aproximación florística	15
La influencia de la topografía y las geoformas	22
El uso de atributos y tipos de plantas	23
Conclusión	26
Agradecimientos	27
Referencias bibliográficas	28

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

**Efectos de la erosión del suelo sobre los
patrones de la vegetación y su composición
florística. Una revisión bibliográfica**

Joaquín Guerrero-Campo *

RESUMEN

En este artículo se revisan los estudios realizados sobre la influencia que tienen los procesos erosivos sobre la vegetación. Fundamentalmente se revisan las tendencias generales en la composición florística de las comunidades vegetales sometidas a fuertes procesos erosivos, así como las tendencias de los patrones de la vegetación y, en menor medida, de los atributos y tipos de plantas.

Este campo de trabajo presenta pocos precedentes, siendo escasos los estudios de la influencia de la erosión sobre la vegetación desde un punto de vista ecológico-botánico. Por otro lado, algunos de los resultados parecen a primera vista contradictorios, por lo que es difícil extraer tendencias generales y más o menos universales.

Algunas de las generalidades observadas son que el incremento de la erosión del suelo produce un descenso muy claro y mantenido en

la cobertura vegetal y en el número de especies. El proceso erosivo no suele acarrear una sustitución de especies vegetales y comunidades, sino solamente la pérdida paulatina de especies, al menos en los estadios más degradados. Por otro lado, se ha observado en ocasiones que la flora de los terrenos más erosionados depende muy fuertemente de las características de la roca madre, variando más entre litologías que la flora de terrenos menos erosionados. Los hemicriptófitos y los caméfitos son las formas vitales de Raunkiaer más frecuentes en estos ambientes.

Se discute el papel que pueden tener las diferencias de clima, procesos y tasas erosivas para explicar la gran diversidad de tendencias observadas.

Palabras clave: Degradación, sustitución de comunidades, cárcavas, plantas.

ABSTRACT

Soil erosion effects on vegetation patterns and floristic composition. A review.

This article reviews the current knowledge about the effects of soil erosion on vegetation. I mainly focus on the floristic composition of the plant communities living in very eroded areas, and the effects of soil erosion to plant community patterns and to morpho-functional attributes of plant species.

The literature about the relationships between vegetation and erosion is scarce, specially regarding the botanical and ecological aspects. Some of the studies show contradictory results and it is difficult to find universal trends.

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

As a general rule, an increase in soil erosion decreases the vegetation cover and the number of plant species, but does not produce a plant species or community substitution. There is a gradual disappearance of plant species, especially in the most degraded stages. Also sometimes it is show that the flora of the most eroded areas depends strongly on the lythology: plant communities from eroded areas of different lythologies show more diferencias than plant communities from areas without intense erosion. The more frequent life forms in the strong eroded areas are hemicryptophytes and chamaephytes.

Climate, different erosion processes and erosion rates are the most important causes to explain the different responses of vegetation to soil erosion.

Key words: Degradation, vegetation patterns, floristic composition, soil erosion, gullies, badlands, plants, vegetation substitution.

RÉSUMÉ

Effets de l'érosion du sol sur les patrons de la végétation et la composition floristique. Une révision de la bibliographie.

Cet article est une récompilation des études réalisées sur l'influence de l'érosion sur la végétation. La composition floristique des communautés de végétaux qui ont souffert de forts degrés d'érosion sera tout particulièrement étudiée, ainsi que les effets de l'érosion du sol sur les patrons de la végétation, sur les attributs fonctionnels et sur les types des plantes.

Il n'existe presque aucune étude concernant les relations entre l'érosion et la végétation, considérées sur le plan écologique-botanique.

D'autre part, quelques résultats semblent contradictoires; il est difficile, par conséquent, d'obtenir des tendances universelles.

L'augmentation de l'érosion du sol provoque souvent une diminution du couvert végétal et du nombre d'espèces. Bien que le processus d'érosion n'entraîne pas une substitution des espèces ou des types de peuplements, il provoque la diminution du nombre d'espèces, au moins dans les cas les plus graves. D'autre part, la forte dépendance de la flore qui se trouve sur les lieux les plus érodés, en ce qui concerne la lithologie, a pu être observée fréquemment. Les communautés de végétaux situées sur des lieux très érodés, où il existe différentes lithologies, sont plus diverses que celles des lieux peu érodés. Dans les zones très érodées, les hémicryptophytes et les chaméphytes sont les formes biologiques de Raunkiaer les plus communes. Le climat, ainsi que les différents processus et degrés d'érosion sont utilisés afin de mieux comprendre les différentes réponses de la végétation à l'érosion du sol.

Mots clés: Dégradation, patrons de la végétation, érosion du sol, substitution des communautés, composition floristique, plantes.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de erosión y degradación del suelo tienen una gran importancia no sólo en un ámbito científico, sino también ambiental, social y económico. Ello ha conllevado que, en los últimos años, se haya realizado un considerable esfuerzo para conocer la naturaleza de la erosión y la degradación del suelo, así como la importante

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

influencia que ejerce la cubierta vegetal en la disminución de la erosión. Sin embargo, no menos importante y útil desde un punto de vista social y económico podría ser estudiar el problema desde un punto de vista inverso: es decir, de qué manera influye la erosión sobre la vegetación, las especies de plantas y sus características. Sobre este punto, mucho menos abordado en la bibliografía, es donde va a focalizarse la presente revisión bibliográfica.

LA INFLUENCIA DE LA VEGETACIÓN EN LA DISMINUCIÓN DE LA EROSIÓN DEL SUELO

La cubierta vegetal ejerce una evidente y fuerte influencia sobre la erosión del suelo y, de esta manera, los primeros intentos para evaluar y entender la pérdida de suelo ya asumen el importante papel de la vegetación en la disminución de la erosión. Así, la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, MITCHELL and BUBENZER, 1984) evalúa la pérdida anual de suelo en campos agrícolas, teniendo en cuenta la erosividad de la lluvia, la erodibilidad del suelo, la longitud y pendiente de la parcela, el método de control de la erosión y el manejo de los cultivos (HUDSON, 1982; MITCHELL and BUBENZER, 1984). Es precisamente en el último factor donde se considera la función protectora que proporciona la vegetación al suelo. Muchos autores consideran que el fac-

tor que proporciona una mayor protección al suelo es la cubierta vegetal situada en la superficie del suelo o muy cercana a él (ALMOROX *et al.*, 1994; STOCKING and ELWELL, 1976). Según ELWELL and STOCKING (1976), este papel protector suele ser altamente determinante, de modo que el aumento de cubierta vegetal condiciona una disminución exponencial de la tasa de erosión. Sin embargo, otros autores consideran que la relación erosión-vegetación tiene un comportamiento complejo, fuera de la linealidad o la exponencialidad (ROGERS and SCHUMM, 1991). Algunos científicos como BROWN (1990) sugieren que las diferencias de estructura y formas de crecimiento de las distintas especies de plantas pueden ser parcialmente responsables de la falta de linealidad, mientras que otros (GALLART *et al.*, 1993; PUIGDEFÁBREGAS, 1996) lo explican por los modos de organización espacial de las plantas en las laderas.

Un elevado número de estudios y modelos se han ocupado de las relaciones que se establecen entre la cubierta de la vegetación y las tasas de erosión (por ejemplo: DUNAWAY *et al.*, 1994; MORGAN and RICKSON, 1995; THORNES, 1985; THORNES, 1990). Se ha intentado predecir el efecto de la cubierta vegetal sobre las tasas erosivas en diferentes ambientes y situaciones, añadiendo a dicha predicción algu-

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

nas características de la vegetación como son la cobertura, estructura, tipología, etc. (ALMOROX *et al.*, 1994; DISSMEYER AND FOSTER, 1981; THORNES, 1990; WISCHMEIER and SMITH, 1965).

A un nivel más detallado y desde el punto de vista de la bioingeniería, algunos estudios se han dirigido a conocer la influencia de la estructura de las plantas en los diferentes tipos de erosión. Se ha puesto de manifiesto la importante función que tiene la morfología de la raíz para frenar movimientos en masa y aumentar la estabilidad del suelo (COPPIN and RICHARDS, 1990; GREENWAY, 1987; WU, 1995), además de mejorar la infiltración y la estructura del mismo (TERWILLIGER and WALDRON, 1990). De igual manera, se ha investigado el papel que desempeña la estructura aérea de la planta en los fenómenos erosivos, ya que modifica la hidrología y frena la energía cinética de la lluvia y la escorrentía (BELMONTE SERRATO and ROMERO DÍAZ, 1992; CABEZAS *et al.*, 1991; COPPIN and RICHARDS, 1990; MORGAN and RICKSON, 1995; STYCZEN and MORGAN, 1995).

Bajo perspectivas muy distintas, encaminadas a una aplicación práctica inmediata para frenar la degradación del suelo, se han realizado recientemente algunos estudios en áreas

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

muy erosionadas. Dichos trabajos se basan en la revegetación, generalmente acompañada de enmiendas orgánicas y geotextiles para aumentar la estabilidad («mulch», ALBALADEJO *et al.*, 1996; ALBALADEJO *et al.*, 1994; BAUTISTA and BELLOT, 1994; MORGAN *et al.*, 1990; RAMOS *et al.*, 1983; RUIZ DE LA TORRE *et al.*, 1996; VALLEJO, 1997; VILAGROSA *et al.*, 1997).

Los estudios científicos de las relaciones entre vegetación y erosión en tierras no agrícolas, dentro y fuera de la región mediterránea, se han venido realizando casi siempre desde una perspectiva geomorfológica. Estos trabajos han investigado y comparado las tasas de erosión que se producen en diversos tipos de cubiertas vegetales: arbóreas, arbustivas o herbáceas (BLACKBURN *et al.*, 1992; FRANCIS and THORNES, 1990; FRANCIS and THORNES, 1990; QUINE *et al.*, 1994; RUIZ-FLAÑO, 1993; WICHEREK, 1988; WILCOX and WOOD, 1989; WILLIAMS *et al.*, 1995). En otros casos, se ha estudiado el efecto de la distribución espacial de cada especie sobre las características erosivas e hidrológicas (SPAETH *et al.*, 1994). Desde un punto de vista más florístico, se han comparado las pérdidas de suelo en distintas comunidades vegetales (BLACKBURN, 1975; DESIR *et al.*, 1995; GONZÁLEZ DEL TANAGO *et al.*, 1994; LÓPEZ-

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

BERMÚDEZ *et al.*, 1996; SALA and CALVO, 1990). También se han concretado las pérdidas de suelo en relación con especies vegetales concretas, generalmente abundantes o características en amplias áreas de la Península Ibérica (ANDREU *et al.*, 1995; BOCHET *et al.*, 1995; GONZÁLEZ HIDALGO *et al.*, 1997; PUIGDEFÁBREGAS *et al.*, 1996; QUINTON *et al.*, 1997).

Como resultado de la visión geomorfológica de las relaciones de la vegetación con la erosión, hasta hace poco tiempo se ha considerado especialmente el papel de la vegetación en la limitación de la erosión, ignorando el efecto de esta última sobre la primera (PUIGDEFÁBREGAS, 1996). Sin embargo, en los últimos años han comenzado a reconocerse los mecanismos de retroalimentación, modelizando en algunos casos los factores por los cuales erosión y vegetación interactúan competitivamente por el recurso suelo (KIRKBY *et al.*, 1996; THORNES, 1985; THORNES, 1990; THORNES and BRANDT, 1994).

CÓMO AFECTA LA EROSIÓN A LA VEGETACIÓN

No son abundantes los estudios que han abordado las relaciones vegetación-erosión desde una perspectiva ecológica o botánica, investigando las consecuencias que produce la

erosión del suelo sobre las plantas (BUTLER *et al.*, 1986; CHIARUCCI *et al.*, 1995; GUARDIA, 1995; LÁZARO SUAU, 1995).

Entre los estudios multidisciplinarios relativos a los aspectos ecológico-botánicos en el ámbito de la erosión, cabe señalar algunos de los generados en el proyecto MEDALUS (DIAMANTOPOULOS *et al.*, 1996; LÓPEZ-BERMÚDEZ *et al.*, 1996; PUIGDEFÁBREGAS *et al.*, 1996). Dichos estudios se realizan en áreas muy concretas, de modo que su monitorización permite verificar modelos de erosión, así como hipótesis y estudios diversos sobre aspectos geomorfológicos y ecológicos, muchos de ellos en el marco de las relaciones de la vegetación con la erosión.

En un ámbito más concreto, otro de los aspectos estudiados en relación con las interacciones mutuas entre erosión y vegetación, es el de la medición y modelización del crecimiento de las macollas vegetales, aisladas y rodeadas de áreas desprovistas de vegetación. Tales estudios se han realizado tanto en ambientes semiáridos (ROSTAGNO and DEL VALLE, 1988; SÁNCHEZ and PUIGDEFÁBREGAS, 1994), como en alpinos (GALLART *et al.*, 1993). En las áreas semiáridas, se han de reseñar los estudios de islas de fertilidad, áreas vegetadas que en cierta manera aprovechan el

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

agua y los sedimentos que les aportan las zonas desnudas. En estos ambientes se producen mosaicos de áreas desnudas y vegetadas, generando procesos de retroalimentación que favorecen la erosión y la edafogénesis respectivamente (HAASE *et al.*, 1996; PUIGDEFÁBREGAS, 1996). También se han analizado diversos caracteres funcionales y ecofisiológicos (PUGNAIRE and HAASE, 1996), así como el comportamiento ecológico de las especies y comunidades que constituyen islas de fertilidad (PUGNAIRE *et al.*, 1996; PUGNAIRE *et al.*, 1996). Fundamentalmente, se han estudiado las respuestas ecológicas y ecofisiológicas al aumento del estrés en áreas desertificadas del sureste español.

Una de las consecuencias más claras que produce el aumento de la erosión es la disminución de la cubierta vegetal (GUERRERO-CAMPO, 1998; THORNES y BRANDT, 1994). Se trata, en cualquier caso, de una influencia recíproca, tal como señala THORNES, (1985) ya que esta disminución de la cubierta vegetal favorece asimismo un incremento todavía mayor de la erosión del suelo.

LA APROXIMACIÓN FLORÍSTICA

El análisis florístico constituye una aproximación clásica en los estudios botánicos y ecológicos y ha sido empleada tam-

bién en el estudio de las relaciones de la vegetación con la erosión. Dicha aproximación se basa, esencialmente, en el conocimiento taxonómico de cada una de las especies vegetales y ha resultado útil para iniciar los estudios sobre la problemática de los terrenos erosionados. Los estudios florísticos y fitosociológicos de las comunidades vegetales de estos lugares son escasos, tal vez porque se les considera simplificaciones de las comunidades originales mejor conservadas. De este modo, se desconocen muchos aspectos de la dinámica regresiva de las comunidades vegetales en las áreas sometidas a fuertes procesos erosivos. Ocasionalmente, se han investigado las tendencias generales de la vegetación de las zonas proclives a sufrir una intensa erosión, como son los taludes de carretera (ESTALRICH MELERO, 1994; HEINDL and ULLMANN, 1991; HOLZAPFEL and SCHMIDT, 1990), (BORGEGARD, 1990) o las minas no restauradas (GIBSON *et al.*, 1985). Estos ambientes están sometidos a una fuerte remoción del suelo. Sin embargo, las zonas acaravadas están sometidas además a una pérdida de suelo intensa y prolongada, que acarrea una pérdida de fertilidad, de modo que las respuestas de la vegetación son muy diferentes en unas y otras áreas (BUTLER *et al.*, 1986; CHIARUCCI *et al.*, 1995).

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

Desde una perspectiva florística y fitosociológica, se ha observado que la degradación de la comunidad debida a los procesos erosivos ocasiona una simplificación florística, así como una pérdida de muchas de las especies características de la comunidad (BRAUN-BLANQUET, 1979; GUARDIA and NINOT, 1992). Es decir, al menos en los estadios más degradados, se trata de un proceso regresivo que no conduce a la sustitución de una comunidad por otra, sino a un simple empobrecimiento de la comunidad original (GUARDIA and NINOT, 1992; GUERRERO-CAMPO, 1998). Así, si consideramos que estos tipos de procesos acarrear únicamente una desaparición paulatina de especies, habría que pensar que en las zonas más degradadas se encuentran únicamente las especies más resistentes de entre aquellas que habitaron las comunidades originales poco degradadas. En relación a ello, algunos autores han observado que las diferencias entre la vegetación de las diversas zonas acarreadas son debidas, fundamentalmente, a la heterogeneidad existente entre las comunidades originales. De esta manera, las especies que habitan un lugar degradado reflejan la composición de las áreas adyacentes mejor conservadas (GUARDIA and NINOT, 1992; UMBANHOWAR, 1995).

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

En algunos estudios (GUERRERO-CAMPO, 1998; GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1997), se ha visto que la no sustitución de especies a medida que la comunidad se degrada, así como la inexistencia de especies características de las áreas más degradadas, se produce principalmente en zonas con procesos erosivos muy intensos (margas eocenas prepirenaicas y arcillas miocenas en el caso estudiado). Por el contrario, existen más especies características de lo más degradado en aquellos ambientes que, aún estando muy degradados y desertificados, tienen una gran estabilidad y bajas tasas de erosión, como ocurre en los yesos del Valle del Ebro.

En consecuencia, el proceso erosivo implica una fuerte disminución del número de especies de plantas a medida que la vegetación se degrada, tal como se ha observado, por ejemplo, en las cárcavas producidas tras la erupción del monte St. Helens (TSUYUZAKI and TITUS, 1996). Habría que citar, sin embargo, que algunas zonas acarcavadas como las de Orcia, en el centro de Italia, presentan una gran riqueza de especies (CHIARUCCI *et al.*, 1995), si bien otras áreas acarcavadas de este mismo país no muestran la misma riqueza (ALLEGREZZA *et al.*, 1993). La diversidad florística no siempre es menor en las áreas acarcavadas, ya

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

que la erosión puede incidir, esencialmente, en la cobertura de las especies dominantes (TSUYUZAKI and TITUS, 1996).

La carencia de especies características de las áreas más degradadas por erosión del suelo, hace previsible la dificultad de distinción de comunidades (BUTLER *et al.*, 1986; CHIARUCCI *et al.*, 1995; GUARDIA, 1995). Sin embargo, algunos fitosociólogos italianos han constatado la existencia de una serie de asociaciones vegetales que caracterizan la vegetación de algunas zonas de Italia, que incluyen desde áreas débilmente acaravadas (localmente *biancane*) hasta las que lo están más intensamente (*calanchi*) (ALLEGREZZA *et al.*, 1993; BIONDI *et al.*, 1988; BIONDI *et al.*, 1990; BIONDI *et al.*, 1992; FERRARI and GERDOL, 1987). Fuera de Italia y también desde un punto de vista fitosociológico, se han estudiado algunas comunidades vegetales propias de los “badlans”. Por ejemplo en Norteamérica (BROWN, 1971; BUTLER *et al.*, 1986), en la Península de Crimea (antigua Unión Soviética, KORZGEBEVSKII and KLYUKIN, 1990) o en el Pirineo Catalán (GUARDIA and NINOT, 1992).

A pesar de todo ello, hemos de pensar que la rápida pérdida de especies y su escasa sustitución a medida que la comu-

nidad se degrada, acarrea una gran homogeneidad entre las comunidades de los diferentes estadios de degradación, que sólo se diferenciarían por la presencia o la ausencia de las especies más sensibles a los procesos erosivos. **En estos casos, las especies componentes de las comunidades de áreas acarreadas aparecen bastante “mezcladas” y desorganizadas espacialmente, lo que genera dificultades para analizar diferencias ambientales o definir las especies características de cada comunidad** (BROWN, 1971; CHIARUCCI *et al.*, 1995). Esta elevada «mezcla florística» se ha observado principalmente en los estadios más degradados de áreas donde los procesos erosivos son muy dinámicos y las perturbaciones elevadas (*sensu* GRIME 1979, GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1996; GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1997). En consonancia con ello, (CHIARUCCI *et al.*, 1995) observa una fuerte homogeneidad de la vegetación de algunas zonas del centro de Italia, con 650-700 mm de precipitación anual media y seguramente afectadas por intensas perturbaciones. Sin embargo, existen notables diferencias florísticas en los «badlands» de montana (USA), con precipitación de 350 a 400 mm y sometidos a elevadas intensidades de estrés y bajas de perturbación (BROWN, 1971), así como en los desiertos de Almería, con 250-300 mm de pre-

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

cipitación (LÁZARO SUAU, 1995). Por otro lado, GUARDIA and NINOT (1992) Encuentran bastantes diferencias en la vegetación de áreas acarcavadas en las margas eocenas y arcillas garumnianas del prepirineo catalán que, sin embargo, tienen una precipitación anual comprendida entre 850 y 1100 mm e intensas perturbaciones.

Según las observaciones e ideas generadas por los estudios fitosociológicos, la vegetación de las zonas degradadas depende mucho más de las características de la roca madre que la de las áreas poco degradadas, de modo que es más heterogénea la primera si existen cambios de litología (BRAUN-BLANQUET, 1979; GUERRERO-CAMPO, 1998). Por contra, en otras condiciones se ha hallado una mayor homogeneidad en la vegetación de los lugares más erosionados respecto a la de los mejor conservados (RIVERO MARTÍN *et al.*, 1982). De manera similar, se ha observado que en ambientes de clima seco perturbados por la acción del hombre, la degradación reduce las grandes diferencias iniciales que poseían las comunidades vegetales bien conservadas (HOLZAPFEL *et al.*, 1992).

LA INFLUENCIA DE LA TOPOGRAFÍA Y LAS GEOFORMAS

Las pautas de la vegetación de lugares acarcavados se relacionan con la topografía y las geofomas. La influencia de los factores topográficos no sólo se manifiesta en variaciones de la cobertura vegetal total o la de sus distintos componentes: conjunto de especies fanerógamas, líquenes, briófitos, etc. (GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, 1996), sino que también afecta a la composición florística y a la distribución de comunidades vegetales, tal como han afirmado algunos autores (GUARDIA *et al.*, 1992; KIKUCHI and MIURA, 1993). BROWN, (1971) encuentra en los “badlans” semiáridos de Montana (Estados Unidos), que los principales determinantes de la distribución de las comunidades vegetales son los factores topográficos y las condiciones edáficas. Asimismo, GUARDIA *et al.*, (1992) concluyen que la topografía es el factor más influyente en la composición florística de las comunidades estudiadas de las cárcavas del Pirineo Catalán, ya que también determina el tipo de procesos erosivos que se producen. GUERRERO-CAMPO and MONTSERRAT MARTÍ, (1996) concluyen que la influencia de la topografía sobre la vegetación es mayor en los yesos casi puros del Valle del Ebro que en otros sustratos como las

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

margas eocenas del Prepirineo. Ello posiblemente se deba a que, en los yesos casi puros, los procesos erosivos son menos dinámicos, las tasas erosivas más bajas y el clima más árido que en la primera litología (GUERRERO-CAMPO, 1997). Algo similar encuentran GUARDIA and NINOT, (1992) comparando colinas de yesos con colinas calizas del Prepirineo y el Somontano del Valle del Ebro, viendo que la influencia de la topografía sobre la vegetación es mayor en las zonas de yesos. En las áreas acarcavadas almerienses, LÁZARO and PUIGDEFÁBREGAS, (1994) y LÁZARO SUAU, (1995) muestran que las especies anuales se distribuyen claramente según la geomorfología de cada punto. No obstante, otros autores encuentran que los terófitos no se relacionan estrechamente con las geoformas, si bien otras formas vitales —como los caméfitos— sí que están relacionados con éstas y con el régimen de humedad de cada área (GURREA GUERRERO *et al.*, 1995).

EL USO DE ATRIBUTOS Y TIPOS DE PLANTAS

Otras aproximaciones al estudio de la vegetación se basan en el uso de caracteres y atributos vegetales, o bien tipos morfológicos o formas de crecimiento. En muchas ocasiones, estos caracteres tienen un sentido funcional manifiesto,

por lo que se puede hablar de atributos, tipos e incluso estrategias funcionales (BARKMAN, 1988).

Los estudios realizados en áreas erosionadas siguiendo tales métodos son más escasos que los estudios florísticos. En ocasiones, las tipologías de plantas utilizadas han sido las estrategias anuales vs. perennes o las formas vitales de Raunkiaer (FERRARI and GERDOL, 1987; JIMÉNEZ-MARTÍNEZ *et al.*, 1992; LÁZARO SUAU, 1995). En otros casos, se ha investigado la respuesta de diversos tipos y atributos vegetales a la pérdida de suelo (DANIN, 1996; GUARDIA, 1995; GUERRERO-CAMPO, 1998) e, incluso, se ha intentado analizar la variación de estrategias funcionales de las plantas al aumento de la erosión (HODGSON *et al.*, 1994).

Una de los aspectos más estudiados es la distribución e importancia de las formas vitales de Raunkiaer en las zonas erosionadas. Diversos trabajos (GUARDIA, 1995; GUERRERO-CAMPO, 1998; TSUYUZAKI y TITUS, 1996) han remarcado la escasez de especies anuales en los ambientes erosionados, dominados fundamentalmente por hemicriptófitos y también por caméfitos, dependiendo de las características climáticas de cada área estudiada (BIONDI *et al.*, 1988; KORZGEBEVSKII and KLYUKIN, 1990). Por el

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

contrario, otros estudios realizados en áreas de clima seco de Almería, muestran la importancia de las plantas anuales en las zonas acarcavadas (GURREA GUERRERO *et al.*, 1995; LÁZARO and PUIGDEFÁBREGAS, 1994; LÁZARO SUAU, 1995). Ello tal vez se deba a que en las áreas más áridas, el periodo propicio para el desarrollo vegetal es muy corto, lo cual perjudica a las especies perennes, disminuyendo su competencia sobre las anuales, las cuales se ven más favorecidas en este tipo de climas. A pesar de ello, también se ha señalado la importancia de las especies anuales en algunas áreas acarcavadas de Italia, mucho menos áridas que las de Almería (FERRARI and GERDOL, 1987).

Aparte de estas tipologías de Raunkiaer, se sabe poco del efecto que producen los procesos erosivos sobre los caracteres morfológicos y funcionales medios de las comunidades. GUARDIA (1995) estudió la distribución de 29 atributos de las plantas en comunidades de zonas acarcavadas del Prepirineo catalán. Entre ellos se encontraban la forma vital de Raunkiaer, el grado de lignificación, el tipo de reproducción vegetativa, la disposición de los tallos y algunas características de los órganos subterráneos. NAVARRO *et al.*, (1993) estudiaron la fenomorfología de las plantas que viven en los badlands de Málaga; HODGSON *et al.*, (1994) diver-

Los atributos funcionales de las especies de las colinas de yeso erosionadas de la Depresión del Ebro, concluyendo que en las áreas más degradadas predominan las especies de gran tolerancia al estrés. Por otro lado, GUERRERO-CAMPO, (1998) analizó las tendencias de tipos y atributos vegetales a medida que las comunidades se degradaban por erosión. Entre los atributos y tipos estudiados en este último trabajo destacan los relativos a la morfología radical, la relación raíz parte aérea y la capacidad de reproducción vegetativa.

CONCLUSIÓN

La escasez de estudios focalizados en la influencia de la erosión del suelo sobre la vegetación, está causando que todavía existan grandes lagunas de conocimiento sobre las tendencias generales. Por otro lado, los trabajos realizados sobre la vegetación de áreas sometidas a intensos procesos erosivos muestran resultados poco homogéneos e incluso bastante contradictorios. Por tanto, resulta difícil extraer conclusiones generales de las tendencias de la vegetación de estos ambientes, posiblemente por las diferencias existentes entre condiciones climáticas y edáficas de cada área; entre factores de perturbación y tipos de procesos erosivos (pastoreo, pisoteo, erosión de origen geomorfológico, etc.); y

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

entre perspectivas y metodologías de cada investigador. En consecuencia, en cuanto a pautas generales cabría comentar únicamente que la erosión del suelo produce una disminución evidente de la cobertura vegetal y del número de especies, no produciéndose una sustitución de comunidades, sino una pérdida paulatina de especies, al menos en los estadios más degradados.

En lo referente a atributos y tipos de plantas cabría señalarse que los hemicriptófitos y los caméfitos parecen ser las formas vitales de Raunkiaer más abundantes en los terrenos erosionados. Las especies anuales tienen mucha menor importancia, no siendo resistentes a la erosión en muchos tipos de ambientes, aunque en áreas bastante áridas sí que la resisten.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco la gran ayuda de Gabriel Montserrat, mi director de tesis, sin cuyas ideas, trabajos y correcciones este estudio no hubiera sido posible. Gracias también a Mónica Bardají, Carmen Pérez y Blas Valero por sus correcciones. Este estudio se ha realizado gracias a una beca del Gobierno de Aragón, BMA 15 / 93 concedida al autor, así como al proyecto de la CICYT: *Erosión de suelos tras el*

abandono de explotaciones agrícolas en montaña media, AMB93-0806.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBALADEJO, J., CASTILLO, V. and ROLDAN, A. 1996. Rehabilitation of degraded soils by water erosion in semiarid environments. *In: RUBIO, J. L. and CALVO, A. (eds.). Soil degradation and desertification in Mediterranean environments*. Logroño: Geoforma Ediciones.

ALBALADEJO, J., STOCKING, M., DÍAZ, E. and CASTILLO, V. 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Technology* **7**: 249-260.

ALMOROX, J., DE ANTONIO, R., CRUZ DÍAZ, M. and GASCÓ, J.M. 1994. *Métodos de estimación de la erosión hídrica*. Editorial Agrícola Española. Madrid.

ALLEGREZZA, M., BIONDI, E., BRILLI-CATTARINI, A.J.B. and GUBELLINI, L. 1993. Emergenze floristiche e caratteristiche vegetazionali dei calanchi della Val Marecchia. *Biogeographia* **17**: 25-49.

ANDREU, V., RUBIO, J.L. and CERNÍ, R. 1995. Effect of mediterranean shrub on water erosion control. *Environmental Monitoring and Assessment* **37**: 5-15.

BARKMAN, J.J. 1988. New systems of plant growth forms and phenological plant types. *In: WERGER, M. J. A., AART, P. J. M. V. D., DURING, H. J. and VERHOEVEN, J. T. A. (eds.). Plant form and vegetation structure*, 9-44. The Hague: SPB Academic Pub.

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

BAUTISTA, S. and BELLOT, J. 1994. Evaluación de la siembra de herbáceas como tratamiento de control de los procesos erosivos post-incendio en una zona semiárida: diseño experimental y primeros resultados. *Studia Oecologica* **10-11**: 129-136.

BELMONTE SERRATO, F. and ROMERO DÍAZ, M.A. 1992. Evaluación de la capacidad de interceptación de la lluvia por la vegetación y su relación con la erosión de los suelos en el SE semiárido español. Primeros resultados. In: LÓPEZ BERMÚDEZ, F., CONESA GARCÍA, C. and ROMERO DÍAZ, M. A. (eds.). *Estudios de Geomorfología en España*, 33-43. Murcia: Sociedad Española de Geomorfología.

BIONDI, E., ALLEGREZZA, M., GUITIAN, J. and TAFFETANI, F. 1988. La vegetazione dei calanchi di Sasso Simone e Simoncello (Appennino tosco-marchigiano). *Braun-Blanquetia* **2**: 105-115.

BIONDI, E., BALLELLI, S., ALLEGREZZA, M. and MANZI, A. 1990. La vegetazione dei calanchi di Gessopalena (Abruzzo meridionale). *Documents phytosociologiques* **12**: 257-263.

BIONDI, E., BALLELLI, S. and TAFFETANI, F. 1992. La vegetazione di alcuni territori calanchivi in Basilicata (Italia meridionale). *Documents phytosociologiques* **14**: 489-498.

BLACKBURN, W.H. 1975. Factors influencing infiltration and sediment production of semiarid rangelands in Nevada. *Water Resources Research* **11**: 929-937.

BLACKBURN, W.H., PIERSON, F.B., HANSON, C.L., THUROW, T.L. and HANSON, A.L. 1992. The spatial and temporal influence of vege-

tation on surface soil factors in semiarid rangelands. *Transactions of the ASAE* (American Society of Agricultural Engineers) 35: 479-486.

BOCHET, E., POESEN, J. and RUBIO, J.L. 1995. Influence of three Mediterranean plant species on the spatial and temporal variation of water erosion (Valencia, Spain): experimental set up and preliminary results. *In: FANTECHI, R., PETER, D., BALABANIS, P. and RUBIO, J. L. (eds.). Desertification in a European context: physical and socio-economic aspects, 377-388.* Brussels. Luxembourg: European Commission.

BORGEARD, S.O. 1990. Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. *Journal of Vegetation Science* 1: 675-682.

BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales.* H. Blume Eds. Madrid.

BROWN, A.G. 1990. Soil erosion and fire in areas of mediterranean type vegetation: results from chaparral in Southern California, USA and matorral in Andalucía, Southern Spain. *In: THORNES, J. B. (eds.). Vegetation and erosion, 269-288.* Chichester: John Wiley & Sons.

BROWN, R.W. 1971. Distribution of plant communities in south-eastern Montana badlands. *American Midland Naturalist* 85: 458-477.

BUTLER, J., GOETZ, H. and RICHARDSON, J.L. 1986. Vegetation and soil-landscape relationships in the North-Dakota badlands. *American Midland Naturalist* 116: 378-386.

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

CABEZAS, J., VAQUERO, P. and ESCUDERO, J.C. 1991. Valoración de las lluvias interceptadas por especies de matorral dotadas de distintas estrategias estructurales. *Ecología* **5**: 163-171.

COPPIN, N.J. and RICHARDS, I.G. 1990. *Use of vegetation in civil engineering*. CIRIA, Butterworths. London.

CHIARUCCI, A., DE DOMINICIS, V., RISTORI, J. and CALZOLARI, C. 1995. Biancana badland vegetation in relation to morphology and soil in Orcia valley, central Italy. *Phytocoenologia* **6**: 69-87.

DANIN, A. 1996. *Plants of desert dunes*. Springer. Berlin.

DESIR, G., SIRVENT, J., GUTIÉRREZ, M. and SANCHO, C. 1995. Sediment yield from gypsiferous degraded areas in the Middle Ebro Basin (NE, Spain). *Phys. Chem. Earth* **20**: 385-393.

DIAMANTOPOULOS, J., PANTIS, J., SGARDELIS, S., IATROU, G., TIRINTSOS, S., PAPTAEODOROU, E., DALAKA, A., STAMOU, G.P., CAMMERAAT, J.H. and KOSMAS, C. 1996. The Petralona and Hortiatís field sites (Thessaloniki, Greece). In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). *Mediterranean desertification and land use*, 229-246. Chichester: John Wiley & Sons.

DISSMEYER, G.E. and FOSTER, G.R. 1981. Estimating the cover-management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions. *Journal of Soil and Water Conservation* 235-240.

DUNAWAY, D., SWANSON, R.S., WENDEL, J. and CLARY, W. 1994. The effect of herbaceous plant communities and soil textures on particle erosion of alluvial streambanks. *Geomorphology* **9**: 47-56.

Mediterránea

Serie de estudios biológicos (2000)

ELWELL, H.A. and STOCKING, M.A. 1976. Vegetative cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* **15**: 61-70.

ESTALRICH MELERO, E. 1994. *Estudio ecológico de taludes de carretera*. Tesis Doctoral Universidad de Alcalá de Henares.

FERRARI, C. and GERDOL, R. 1987. Numerical syntaxonomy of badland vegetation in the Apennines (Italy). *Phytocoenologia* **15**: 21-37.

FRANCIS, C.F. and THORNES, J.B. 1990. Matorral: erosion and reclamation. In: ALBALADEJO, J., STOCKING, M. A. and DÍAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. Soil degradation and rehabilitation in mediterranean environmental conditions*, 87-116. Murcia: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

—1990. Runoff hydrographs from three mediterranean vegetation cover types. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*, 363-384. Chichester: John Wiley & Sons.

GALLART, F., PUIGDEFÁBREGAS, J. and DEL BARRIO, G. 1993. Computer simulation of high mountain terracettes as interaction between vegetation growth and sediment movement. *Catena* **20**: 529-542.

GIBSON, D.J., JOHNSON, F.L. and RISSER, P.G. 1985. Revegetation of unreclaimed coal strip mines in Oklahoma. II. Plant communities. *Reclamation and Revegetation Research* **4**: 31-47.

GONZÁLEZ DEL TANAGO, M., CAÑADAS, N., BLANCO, R. and TERNA, L. 1994. Erosión bajo diferentes cubiertas vegetales en un suelo de rañas de Guadalajara. In: ARNÁEZ, J., GARCÍA RUIZ, J. M.

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

and GÓMEZ VILLAR, A. (eds.). *Geomorfología en España*, 227-238. Logroño: Sociedad Española de Geomorfología.

GONZÁLEZ HIDALGO, J.C., RAVENTOS, J. and ECHEVARRIA, M.T. 1997. Comparison of sediment ratio curves for plants with different architectures. *Catena* **29**: 333-340.

GREENWAY, D.R. 1987. Vegetation and slope stability. *In*: ANDERSON, M. G. and RICHARDS, K. S. (eds.). *Slope stability*, 187-230. London: John Wiley & Sons.

GUARDIA, R. 1995. *La colonització vegetal de les àrees erosionades de la conca de la Baells (Alt Llobregat)*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.

GUARDIA, R. and NINOT, J.M. 1992. Distribution of plant communities in the badlands of the upper Llobregat basin (Southeastern Pyrenees). *Studia Geobotanica* **12**: 83-103.

—1992. Estructura de comunidades pratenses y subarbusivas en relación con gradientes topográficos en una área mediterránea continental. *Studia Oecologica* **9**: 47-66.

GUARDIA, R., NINOT, J.M. and CLOTET, N. 1992. On the vegetation-topography relationship in the badlands of the upper Lobregat basin (Southeastern Pyrenees). *Geoko plus* **3**: 45-54.

GUERRERO-CAMPO, J. 1997. Procesos erosivos intensos en las áreas marginales de la Depresión del Ebro y el Pirineo. Interpretación de los patrones de la vegetación. *Cuadernos de Investigación Geográfica* **22-23**: 57-79.

—1998. *Patrones de la vegetación y atributos morfo-funcionales de los terrenos erosionados de la Depresión del Ebro y del Prepirineo*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.

GUERRERO-CAMPO, J. and MONTSERRAT MARTÍ, G. 1996. La vegetación de zonas erosionadas en la Depresión Media del Ebro y en el Prepirineo. Influencia de factores climáticos, topográficos y geomorfológicos en la composición florística de las comunidades vegetales. *In: GRANDAL D'ANGLADE, A. and PAGÉS VALCARLOS, J. (eds.). IV Reunión de Geomorfología, 749-761*. O Castro, A Coruña: Sociedad Española de Geomorfología. Publicacións do Seminario de Estudos Galegos.

—1997. Patrones de distribución de las plantas en relación con los procesos erosivos intensos de los yesos de la Depresión del Ebro y de las margas del Prepirineo. *In: PUERTAS TRICAS, F. and RIVAS, M. (eds.). II Congreso Forestal Español. Irati 97. Vol. 2, 373-378*. Pamplona: Gobierno de Navarra.

GURREA GUERRERO, M.M., JIMÉNEZ MARTÍNEZ, M.A., BERRAD, F. and GARCÍA-ROSELL 1995. La vegetación en una zona de badlands (Albox-Almería). *Studia Oecologica* **12**: 173-182.

HAASE, P., PUGNAIRE, F.I., CLARK, S.C. and INCOLL, L.D. 1996. Spatial patterns in a two-tiered semi-arid shrubland in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* **7**: 527-534.

HEINDL, B. and ULLMANN, I. 1991. Roadside vegetation in mediterranean France. *Phytocoenologia* **20**: 111-141.

HODGSON, J., MONTSERRAT, G., ALBERTO, F., GARCÍA RUIZ, J.M., GUERRERO, J. and COLASANTI, R. 1994. A comparison of the

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

functional characteristics of plants from sedimenting and eroded areas with particular reference to the gypsum hills of the Ebro Depression. *In: ARNÁEZ, J., GARCÍA RUIZ, J. M. and GÓMEZ VILLAR, A. (eds.). Geomorfología en España, 239-251.* Logroño: Sociedad Española de Geomorfología.

HOLZAPFEL, C. and SCHMIDT, W. 1990. Roadside vegetation along transects in the Judean Desert. *Israel Journal of Botany* **39**: 263-270.

HOLZAPFEL, C., SCHMIDT, W. and SHMIDA, A. 1992. Effects of human-caused disturbances on the flora along a mediterranean-desert gradient. *Flora* **186**: 261-270.

HUDSON, N. 1982. *Conservación del suelo*. Editorial Reverté. Barcelona.

JIMÉNEZ-MARTÍNEZ, M.A., BERRAD, F. and GURREA-GUERRERO, M.M. 1992. Distribución de la vegetación, microtopografía y humedad en relación con unidades geomorfológicas en una zona de badlands (Albox-Almería). *In: LÓPEZ BERMÚDEZ, F., CONESA GARCÍA, C. and ROMERO DÍAZ, M. A. (eds.). Estudios de Geomorfología en España, 139-149.* Murcia: Sociedad Española de Geomorfología.

KIKUCHI, T. and MIURA, O. 1993. Vegetation patterns in relation to micro-scale landforms in hilly land regions. *Vegetatio* **106**: 147-154.

KIRKBY, M.J., BAIRD, A.J., DIAMOND, S.M., LOCKWOOD, J.G., MCMAHON, M.L., MITCHELL, P.L., SHAO, J., SHEENY, J.E., THORNES, J.B. and WOODWARD, F.I. 1996. The MEDALUS slope catena model: a physically based process model for hydrology, ecology and land degradation interactions. *In: BRANDT, C. J. and*

THORNES, J. B. (eds.). *Mediterranean desertification and land use*, 303-354. Chichester: John Wiley & Sons.

KORZGEBEVSKII, V.V. and KLYUKIN, A.A. 1990. Vegetation of Crimean badlands. *The Soviet Journal of Ecology* **20**: 338-344.

LÁZARO, R. and PUIGDEFÁBREGAS, J. 1994. Distribución de la vegetación terofítica en relación con la geomorfología en áreas acar-cavadas cerca de Tabernas, Almería. *Monogr. Fl. Veg. Béticas* **7-8**: 127-154.

LÁZARO SUAU, R. 1995. *Relaciones entre vegetación y geomorfología en el área acar-cavada del Desierto de Tabernas*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. Estación Experimental de Zonas Áridas, Almería.

LÓPEZ-BERMÚDEZ, F., ROMERO-DÍAZ, A., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. and MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. 1996. The El Ardal field site: soil and vegetation cover. In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). *Mediterranean desertification and land use*, 169-188. Chichester: John Wiley & Sons.

MITCHELL, J.K. and BUBENZER, G.D. 1984. Estimación de la pérdida del suelo. In: KIRKBY, M. J. and MORGAN, R. P. C. (eds.). *Erosión de suelos*, 35-88. Mexico: Editorial Limusa.

MORGAN, R.P.C. and RICKSON, R.J., (eds.) 1995. *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*. E & FN Spon. London.

MORGAN, R.P.C., RICKSON, R.J. and WRIGHT, E. 1990. Regeneration of degraded soils. In: ALBALADEJO, J., STOCKING, M. A. and DÍAZ, E. (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en con-*

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

diciones ambientales mediterráneas. Soil degradation and rehabilitation in mediterranean environmental conditions, 69-86. Murcia: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

NAVARRO, T., NIETO CALDERA, J.M., PÉREZ LATORRE, A.V. and CABEZUDO, B. 1993. Estudios fenomorfológicos en la vegetación del sur de España. III. Comportamiento estacional de una comunidad de badlands (Tabernas, Almería. España). *Acta Botanica Malacitana* **18**: 189-198.

PUGNAIRE, F.I. and HAASE, P. 1996. Comparative physiology and growth of two perennial tussock grass species in a semi-arid environment. *Annals of Botany* **77**: 81-86.

PUGNAIRE, F.I., HAASE, P. and PUIGDEFABREGAS, J. 1996. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology* **77**: 1420-1426.

PUGNAIRE, F.I., HAASE, P., PUIGDEFÁBREGAS, J., CUETO, M., CLARK, S.C. and INCOLL, L.D. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* **76**: 455-464.

PUIGDEFÁBREGAS, J. 1996. El papel de la vegetación en la conservación del suelo en ambientes semiáridos. In: LASANTA, T. and GARCÍA-RUIZ, J. M. (eds.). *Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales*, 79-87. Logroño: Instituto de Estudios Riojanos. Sociedad Española de Geomorfología.

PUIGDEFÁBREGAS, J., ALONSO, J.M., DELGADO, L., DOMINGO, F., CUETO, M., GUTIÉRREZ, L., LÁZARO, R., NICOLAU, J.M., SÁNCHEZ, G., SOLÉ, A., VIDAL, S., AGUILERA, C., BRENNER, A.,

CLARK, S. and INCOLL, L. 1996. The Rambla Honda field site: interactions of soil and vegetation along a catena in semi-arid southeast Spain. *In: BRANDT, C. J. and THORNES, J. B. (eds.). Mediterranean desertification and land use*, 137-168. Chichester: John Wiley & Sons.

QUINE, T.A., NAVAS, A., WALLING, D.E. and MACHÍN, J. 1994. Soil erosion and redistribution on cultivated and uncultivated land near Las Bardenas in the Central Ebro River Basin, Spain. *Land Degradation & Rehabilitation* **5**: 41-55.

QUINTON, J.N., EDWARDS, G.M. and MORGAN, R.P.C. 1997. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain. *Soil Use and Management* **13**: 143-148.

RAMOS, F., DOMÍNGUEZ YANES, M.L., JIMÉNEZ ALTAMIRANO, F. and SORIANO, C. 1983. *Tratamiento funcional y paisajístico de taludes artificiales*. Trabajos de la Catedra de Planificación. ETSIM. Universidad Politécnica. Madrid.

RIVERO MARTÍN, J.M., RICO RODRÍGUEZ, M. and PUERTO MARTÍN, A. 1982. Algunos aspectos sobre la degradación por erosión de pastizales. *Studia Oecologica* **3**: 91-101.

ROGERS, R.D. and SCHUMM, S.A. 1991. The effect of sparse vegetative cover on erosion and sediment yield. *Journal of Hydrology* **123**: 19-24.

ROSTAGNO, C.M. and DEL VALLE, H.F. 1988. Mounds associated with shrubs in aridic soils of Northeastern Patagonia: characteristics and probable genesis. *Catena* **15**: 347-359.

Joaquín Guerrero-Campo
**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**
Una revisión bibliográfica

RUIZ DE LA TORRE, J., CARRERAS EGAÑA, C., GARCÍA VIÑAS, J.I. and ORTÍ MORIS, M. 1996. *Manual de la flora para la restauración de áreas críticas y diversificación en masas forestales*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

RUIZ-FLAÑO, P. 1993. *Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo*. Monografías Científicas, nº 4. Geoforma Ediciones. Logroño.

SALA, M. and CALVO, A. 1990. Response of four different mediterranean vegetation types to runoff and erosion. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*, 346-362. Chichester: John Wiley & Sons.

SÁNCHEZ, G. and PUIGDEFÁBREGAS, J. 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology* **9**: 243-260.

SPAETH, K.E., WELTZ, M.A., FOX, H.D. and PIERSON, F.B. 1994. Spatial pattern analysis of sagebrush vegetation and potential influences on hydrology and erosion. In: *Variability of rangeland water erosion processes*, 35-50. Madison: Soil Science Society of America.

STOCKING, M. and ELWELL, H. 1976. Vegetation and erosion: a review. *Scottish Geographical Magazine* **92**: 4-16.

STYCZEN, M.E. and MORGAN, R.P.C. 1995. Engineering properties of vegetation. In: MORGAN, R. P. C. and RICKSON, R. J. (eds.). *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*, 5-58. London: E & FN Spon.

TERWILLIGER, V.J. and WALDRON, L.J. 1990. Assessing the contribution of roots to the strenght of undisturbed, slip prone soils. *Catena* **17**: 151-162.

THORNES, J.B. 1985. The ecology of erosion. *Geography* **70**: 222-235.

—1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. In: THORNES, J. B. (eds.). *Vegetation and erosion*. Chichester: John Wiley & Sons.

THORNES, J.B., (eds.) 1990. *Vegetation and erosion*. British Geomorphological Research Group. Symposia Series. John Wiley & Sons. Chichester.

THORNES, J.B. and BRANDT, J. 1994. Erosion-vegetation competition in a stochastic environment undergoing climatic change. In: MILLINGTON, A. C. and PYE, K. (eds.). *Environmental change in drylands: biogeographical an geomorphological perspectives*, 305-320. Chichester: John Wiley & Sons.

TSUYUZAKI, S. and TITUS, J. 1996. Vegetation development patterns in erosive areas on the Pumice Plains of Mount St. Helens. *Am. Midl. Nat.* **135**: 172-177.

UMBANHOWAR, C.E., JR. 1995. Revegetation of earthen mounds along a topographic-productivity gradient in a northern mixed prairie. *J. Veg. Sci.* **6**: 637-646.

VALLEJO, R., (eds.) 1997. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Generalitat Valenciana. Valencia.

**Efectos de la erosión del suelo sobre los patrones de la
vegetación y su composición florística.**

Una revisión bibliográfica

VILAGROSA, A., SEVA, J.P., VALDECANTOS, A., CORTINA, J., ALLOZA, J.A., SERRASOLSAS, I., DIEGO, V., ABRIL, M., BELLOT, J. and VALLEJO, V.R. 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. *In: VALLEJO, V. R. (eds.). La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*, 435-548. Valencia: Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Generalitat Valenciana.

WICHEREK, S. 1988. Les relations entre le couvert végétal et l'érosion en climat tempéré de plaines Ex: Cessières (Aisne, France). *Z. Geomorph.* **32**: 339-350.

WILCOX, B.P. and WOOD, M.K. 1989. Factors influencing interrill erosion from semiarid slopes in New Mexico. *Journal of Range Management* **42**: 66-70.

WILLIAMS, A.G., TERNAN, J.L., ELMES, A., GONZÁLEZ DEL TANAGO, M. and BLANCO, R. 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in Central Spain. *Environmental Monitoring and Assessment* **35**: 333-345.

WISCHMEIER, W.H. and SMITH, D.D. 1965. *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains*. Agriculture Handbook No. 282. United States Department of Agriculture. Washington.

WU, T.H. 1995. Slope stabilization. *In: MORGAN, R. P. C. and RICKSON, R. J. (eds.). Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*. London: E & FN Spon.

Mediterránea
Serie de estudios biológicos (2000)

* Instituto Pirenaico de Ecología (C.S.I.C.). Aptdo. 202 50080
Zaragoza. Tel: 976 575883, Fax: 976 575884, E-mail:
jguerr@ipe.csic.e